



Titre: Impacts des conditions d'exploitation sur les performances des
Title: filtres au charbon actif biologique

Auteur: Amélie Reygrobellet
Author:

Date: 2010

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Reygrobellet, A. (2010). Impacts des conditions d'exploitation sur les
Citation: performances des filtres au charbon actif biologique [Mémoire de maîtrise, École
Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/341/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/341/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

IMPACTS DES CONDITIONS D'EXPLOITATION SUR LES
PERFORMANCES DES FILTRES AU CHARBON ACTIF BIOLOGIQUE

AMÉLIE REYGROBELLET

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

JUIN 2010

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

IMPACTS DES CONDITIONS D'EXPLOITATION SUR LES PERFORMANCES DES
FILTRES AU CHARBON ACTIF BIOLOGIQUE

Présenté par : REYGROBELLET Amélie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme PRÉVOST Michèle, Ph. D., présidente

M. BARBEAU Benoit, Ph. D, membre et directeur de recherche

M. SERVAIS Pierre, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Premièrement, je tiens à remercier mon directeur de maîtrise, Benoît Barbeau, de m'avoir donné la chance de travailler sur ce projet et permis de le mener à son terme grâce à sa disponibilité et ses précieux conseils tout au long de ma maîtrise. Merci également à tous les partenaires de la Chaire, sans qui aucun projet ne serait possible.

Je voudrais également saluer le personnel de la Chaire, qui a été d'une aide très précieuse tout au long de la réalisation de mon projet. Un immense merci à Jacinthe, Julie, et Marcellin pour l'aide que vous m'avez apportée au laboratoire, et le temps que vous m'avez accordé pour répondre à toutes mes questions. Je voudrais aussi remercier Yves et Mireille pour leur dévouement et le soutien technique qu'ils m'ont apporté lors de la mise en route de mon pilote et durant mes échantillonnages.

Des remerciements aussi à M. Claude Durivage et M. Daniel Duchesne pour les réponses à mes nombreuses questions, ainsi que pour tous les renseignements fournis sur la station de Sainte-Rose.

Je voudrais également saluer les étudiants de la Chaire que j'ai eu l'occasion de rencontrer et qui m'ont aidé au cours de ce projet. Tout d'abord, un grand merci à Alicia grâce à qui j'ai eu l'occasion de travailler sur ce projet, à Kamen pour les analyses de respirométrie, un grand merci à Isabelle et Cindy pour leur aide et le temps qu'elles m'ont consacré en compagnie de la centrifugeuse, et merci à Sébastien et Simon pour les trajets jusqu'à l'usine. Finalement, merci à mes collègues de bureau et amis qui m'ont supporté pendant ces deux ans passés au Canada, Hossein, François, Anne-Sophie, pour le temps passé à Poly, merci à Jerem pour ton aide en anglais, une pensée pour mes deux colocataires et amis Alex et Arno pour leur soutien en toutes circonstances.

Une pensée particulière pour David ainsi que pour ma famille qui m'ont toujours soutenue dans mon travail.

Enfin, un grand merci à mon école française, Centrale Marseille, sans qui je n'aurais pas eu l'occasion de vivre ces 2 ans au Canada...

RÉSUMÉ

L'usine de Sainte-Rose, située à Laval, Qc, utilise une filtration biologique depuis 1986. En 1997, une chloration a été mise en place en amont des 6 filtres au charbon actif biologique (CAB) dans le but de diminuer l'entretien de la station de pompage de relèvement localisée à la suite de l'étape de postozonation mais en amont de la filtration CAB. Typiquement, une dose de 0,3 mg Cl_2/L est ajoutée à la sortie des tours de contact d'ozone. Par ailleurs, le charbon présent dans les filtres de cette usine n'a pas été changé depuis de nombreuses années ce qui est également le cas de la majorité des usines où la filtration biologique est utilisée.

L'objectif général de ce projet était donc d'étudier l'impact de divers paramètres d'exploitation pouvant mener à une baisse d'efficacité de la filtration biologique afin de mieux comprendre les baisses de performance des filtres CAB observées à l'usine de Sainte-Rose. L'impact d'une chloration en amont des filtres CAB sur leurs performances biologiques a été étudié ainsi que l'impact de la durée d'utilisation du charbon. Pour réaliser ces études, une validation de la représentativité des études effectuées à l'échelle pilote a préalablement été effectuée.

Dans le but de répondre à ces objectifs, une étude sur pilote a été menée. Ce pilote était composé de 4 colonnes de 5 cm (2 po.) fonctionnant avec un temps de contact de 11 min. Différents médias et différents affluents ont permis d'établir des comparaisons entre les performances biologiques de filtres contenant des charbons d'âges différents (1, 15 et 20 ans). Les performances d'une colonne avec un affluent chloré ont également été suivies. Les principaux paramètres suivis étaient le carbone organique total (COT), le carbone organique dissous biodégradable (CODB), l'azote ammoniacal, la demande en chlore (24h) et les précurseurs de THM. Des analyses de la colonisation de la surface des charbons ont également été effectuées grâce à la mesure de l'activité des bactéries hétérotrophes et des bactéries nitrifiantes.

Une comparaison entre les performances d'une colonne pilote et d'un filtre industriel a été réalisée. L'écart entre les performances des enlèvements de COT du filtre et de la colonne est resté relativement constant au cours de la période de suivi (entre 0,03 et 0,09 mg/L). L'abattement moyen du filtre de l'usine était toutefois légèrement supérieur. La différence de temps de contact en fût vide (TCFV) entre la colonne pilote (11 min) et le filtre de l'usine (17,9 min) pourrait être la cause de cette différence. Aucune différence significative entre la colonne et le filtre pour l'enlèvement de CODB (> 40%) n'a été observée. L'abattement final d'azote

ammoniacal était de l'ordre de 100% pour la colonne et pour le filtre, et un abattement de précurseurs de THM légèrement meilleur a été observé pour le filtre industriel.

Les principaux résultats obtenus en comparant une colonne avec un affluent non-chloré, et une avec un affluent chloré à 0,3 mg Cl_2/L ne mettent pas en évidence de grandes différences de performances. L'abattement moyen de COT, de l'ordre de 10 %, était similaire pour les deux colonnes. Les deux colonnes avaient un abattement final d'azote ammoniacal supérieur à 90%. Dans la suite du projet, un affluent contenant des concentrations croissantes de chlore total (0,3 – 1,4 mg Cl_2/L) a été appliqué en amont d'une colonne. Pour des concentrations de chlore total inférieures à 0,5 mg Cl_2/L , le chlore résiduel était sous forme de mono et dichloramine. En augmentant la concentration de chlore résiduel au-delà de cette valeur, la présence de chlore libre a été observée. Plus la concentration de chlore total à l'affluent augmentait, plus l'abattement d'azote ammoniacal diminuait à l'intérieur de la colonne, mais l'abattement final est resté d'environ 90% pour toutes les concentrations de chlore à l'affluent. La densité de biomasse a diminué à la surface, pour un TCFV compris entre 1 et 2 min, lorsque la concentration de chlore total à l'affluent a augmenté, passant de 2,82 à 0,65 $\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$. Aucune différence n'est apparue pour un TCFV compris en 7 et 8 min. La concentration de biomasse nitrifiante, comprise entre 5,17 et 5,60 $\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$, était similaire pour chaque essai.

Les charbons de 15 et 20 ans étaient statistiquement plus efficaces pour l'abattement de COT avec une moyenne respective de 9,9 et 10,1 % que le charbon de 1 an (7,6 %). Cependant, les différences de concentration ont toujours été faibles, inférieures à 0,09 mg/L pour les trois effluents. Les trois colonnes avaient un abattement de l'ordre de 100% concernant l'azote ammoniacal en eau chaude. En eau tiède (11°C), l'abattement final d'azote ammoniacal de la colonne contenant le média de 20 ans était de seulement 62 %. Concernant la mesure de la capacité maximale d'attachement, il est ressorti que le charbon de 1 an était plus colonisé par la biomasse nitrifiante (25,3 $\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$) que celui de 20 ans (4,2 $\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$).

En conclusion, le plus gros impact observé dû au chlore concerne l'enlèvement de l'azote ammoniacal. L'impact sur l'enlèvement du COT et CODB est négligeable. La biomasse nitrifiante semble plus sensible à la présence d'un résiduel de chlore que les bactéries hétérotrophes. Peu de différences sont mises en évidence entre les charbons âgés de 1 an et celui de 15 ans. Une différence de comportement très nette apparaît toutefois pour le charbon âgé de 20

ans provenant d'un filtre industriel dont l'affluent est chloré à une dose de 0,3 mg Cl_2/L depuis plus de 10 ans. L'âge de ce média n'est pas la cause de la moins bonne efficacité observé, mais c'est l'action du chlore sur la surface du charbon qui est responsable de la diminution de la capacité de ce charbon à supporter une activité biologique.

ABSTRACT

The water treatment plant of Sainte-Rose, Laval, QC, has been using biological filtration since 1986. In 1997, chlorination has been introduced upstream of six biofilters in order to reduce maintenance costs of the pumping station, which follows post-ozonation. Typically, a dose of 0.3 mg Cl_2/L is added at the output of the ozone contact towers and the granular activated carbon (GAC) in the filters have not been changed for many years, as many other treatment plants where biological filtration is used.

The main objective of this project was to study the impact of various operating parameters on biological performances of the filters in order to understand why CAG filters efficiency has declined in recent years in the Sainte-Rose water treatment plant. The effects of a pre-chlorination of the biofilters on their biological performance and the effects of the carbon's age on its efficiency for the removal of biodegradable compounds were also studied in this project. A comparison between a full-scale biofilter and a filtration column in a pilot unit has been performed in order to validate the results.

The pilot used for these tests was made of four columns (2 in.) with an empty bed contact time (EBCT) of 11 min. Three granular activated carbons of different ages (1, 15 and 20 years) were tested in filtration columns in this pilot unit to compare their biological performances. The performance of a column supplied with a chlorinated influent was also followed. The main parameters taken into account were total organic carbon (TOC), biodegradable dissolved organic carbon (BDOC), ammonia nitrogen, chlorine demand (24) and THM-UFC. The analytical monitoring that were also made included solid analysis of the carbon colonization with the measurement of the potential nitrifying and heterotrophic activities. These measurements were made in order to determine which carbon gives the better water quality and to evaluate the effects of chlorination on the filtration performances.

The comparison between a column and an industrial filter gave the following results: the difference between both concerning TOC removal remained relatively constant during the monitoring period (between 0.03 and 0.09 mg / L) but TOC removal of the full-scale filter was slightly higher. The difference between the EBCT of the column (11 min) and the filter plant (17.9 min) could be the origin of this difference. No significant difference between both for the

BDOC removal ($> 40\%$) was observed. The removal of ammonia nitrogen was about 100% for the column and for the filter. A slightly better reduction of THM-UFC was observed for the full-scale filter.

The main results obtained by comparing a column with a non-chlorinated affluent and a chlorinated affluent with $0.3 \text{ mg Cl}_2 / \text{L}$ did not showed large differences in their biological performances. The average removal of TOC is similar (10 %) for both and the removal of ammonia nitrogen is also above 90%. Then, an influent with increasing concentrations of total chlorine (0.3 to $1.4 \text{ mg Cl}_2 / \text{L}$) was applied. Results showed that for total chlorine concentrations below $0.5 \text{ mg Cl}_2 / \text{L}$, the residual chlorine was under the form of mono and dichloramine. When the concentration of residual chlorine was above this value, we observed the presence of free chlorine. The higher the concentration of total chlorine in the influent was, the more the reduction of ammonia nitrogen decreased inside the column. The final reduction is about 90% for all concentrations of chlorine in the influent. Moreover, the biomass density decreased in the surface of the column for a TCFV between 1 and 2 min when the concentration of total chlorine in the influent increased from 2.82 to $0.65 \text{ mg N/h}\cdot\text{cm}^3$. No difference appeared for EBCT included between 7 and 8 min. The concentration of nitrifying biomass of between 5.17 and $5.60 \text{ mg N/h}\cdot\text{cm}^3$, was similar for each test.

Carbons aged of 15 and 20 years are statistically more effective in the removal of TOC with a respective average of 9.9 and 10.1% than carbon aged of one year (7.6%). However, the concentration differences are still low, less than $0.09 \text{ mg} / \text{L}$ for the three effluents. The three columns have a nitrogen ammonia removal around 100% in warm waters. For a water temperature of 11°C , the removal of ammonia nitrogen at the end of the column containing the media of 20 years was only 62%. Finally, regarding the experience of measuring the maximum capacity for biomass attachment, it appeared that the carbon aged of 1 year was more colonized by nitrifying biomass ($25,3 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$) than the carbon aged of 20 years ($4,2 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$).

In conclusion, the largest impact observed related to chlorine concerns was due to the removal of nitrogen ammonia. The impact on the removal of TOC and BDOC was negligible. The nitrifying biomass seemed to be more sensitive to the presence of residual chlorine than heterotrophic bacteria. Few differences were also found between the GAC aged 1 year and the GAC aged of 15 years. Nevertheless, a difference in biological performance was clear for the

carbon aged of 20 years whose influent has been chlorinated at a dose of 0.3 mg Cl_2 / L during the last 10 years. The action of chlorine on the surface of GAC is responsible for the decreased ability of carbon to support biological activity.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIX
LISTE DES ANNEXES.....	XX
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Introduction	3
1.1.1 Description de la matière organique naturelle (MON).....	4
1.1.2 Utilité d'un traitement biologique	5
1.2 Principes de la filtration biologique sur CAG	6
1.3 Impact des conditions d'exploitation sur les performances des filtres.....	7
1.3.1 Représentativité des études à l'échelle pilote.....	8
1.3.2 Temps de contact en fût vide (TCFV) et vitesse de filtration	9
1.3.3 Rétrolavage.....	10
1.3.4 Température de l'affluent.....	11
1.3.5 Âge du CAB	13
1.4 Impact de la chloration en amont d'un filtre biologique	14
1.4.1 Impact sur la qualité de l'affluent	14
1.4.2 Réactions entre les oxydants et le CAG	16

1.4.3	Conséquences sur la biomasse fixée	20
CHAPITRE 2 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES		22
2.1	Mise en contexte.....	22
2.2	Objectifs	25
2.3	Hypothèses	25
CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES		27
3.1	Description de l'usine de Sainte-Rose (Laval, Qc) et des caractéristiques de l'eau brute	27
3.2	Descriptif du montage expérimental	29
3.3	Plan expérimental.....	32
3.4	Suivi expérimental et méthodes analytiques	34
3.4.1	Suivi de la qualité d'eau	34
3.4.2	Caractérisation des charbons.....	36
CHAPITRE 4 COMPARAISON DES PERFORMANCES OBTENUES AVEC UNE COLONNE PILOTE ET UN FILTRE INDUSTRIEL		38
4.1	Suivi de la performance des filtres en terme d'enlèvement	38
4.1.1	Abattement du COT	38
4.1.2	Abattement du CODB	42
4.1.3	Abattement du COR	43
4.1.4	Abattement de l'azote ammoniacal	43
4.1.5	Demande en chlore à moyen terme (24h)	46
4.1.6	Abattement des précurseurs de THM.....	47
4.2	Synthèse des résultats.....	48
CHAPITRE 5 EFFETS DE LA PRÉCHLORATION SUR LES PERFORMANCES D'UN FILTRE BIOLOGIQUE.....		49

5.1	Évolution des performances pour une dose de 0,3 mg Cl ₂ /L à l'affluent	49
5.1.1	Abattement du COT	49
5.1.2	Abattement du CODB	52
5.1.1	Abattement du COR	52
5.1.2	Abattement de l'azote ammoniacal	53
5.1.3	Abattement des précurseurs de THM.....	54
5.2	Évolution des performances avec une concentration de chlore totale croissante à l'affluent.....	55
5.2.1	Concentrations et formes de chlore	55
5.2.2	Abattement de COT	57
5.2.3	Abattement de CODB	58
5.2.4	Abattement de l'azote ammoniacal	59
5.2.5	Abattement des précurseurs de THM.....	60
5.2.6	Abattement des nitrites (NO ₂ ⁻) et nitrates (NO ₃ ⁻).....	60
5.3	Biomasse fixée	62
5.3.1	Biomasse hétérotrophe	62
5.3.2	Biomasse nitrifiante.....	63
5.4	Synthèse des résultats :	65
CHAPITRE 6 EFFETS DE LA DURÉE D'UTILISATION DU CAB SUR LES PERFORMANCES DU FILTRE.....		67
6.1	Caractéristiques de la surface des charbons actifs	67
6.2	Suivi de la performance des filtres	69
6.2.1	Abattement du COT	69
6.2.2	Abattement du CODB	73
6.2.3	Abattement du COR	75

6.2.4	Abattement de l'azote ammoniacal	75
6.2.5	Demande en chlore à moyen terme (24h)	78
6.2.6	Abattement des précurseurs de THM.....	78
6.3	Comparaison de la capacité d'attachement maximale de la biomasse.....	79
6.3.1	Suivi quotidien des abattements.....	79
6.3.2	Analyses des charbons	82
6.4	Synthèse des résultats.....	85
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE		86
7.1	Représentativité d'une étude effectuée à échelle pilote	86
7.2	Impact de la durée d'utilisation du CAB.....	88
7.3	Charbon actif biologique et chloration.....	93
7.3.1	Performances biologiques des filtres.....	93
7.3.2	Impact du chlore sur la biomasse	96
7.4	Tableau de synthèse des performances	98
CONCLUSION		101
BIBLIOGRAPHIE		103
ANNEXES		112

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Description de la composition de la matière organique naturelle (MON)	5
Tableau 3.1 : Caractéristiques de l'eau brute (Rivière des Mille-Îles)	27
Tableau 3.2 : Caractéristiques du filtre CAB n°3 de l'usine Sainte-Rose.....	28
Tableau 3.3 : Caractéristiques du pilote	29
Tableau 3.4 : Hauteurs et TCFV des points de prélèvement pour les deux suivis effectués	31
Tableau 3.5 : Descriptif des colonnes du pilote	32
Tableau 3.6 : Type d'affluent et âge des médias utilisés pour chaque colonne	32
Tableau 3.7 : Plan d'échantillonnage de la période du 15 juin au 27 juillet sur les 4 colonnes et le filtre de l'usine de Sainte-Rose	33
Tableau 3.8 : Plan d'échantillonnage de la période du 2 sept. au 21 oct. 2009 sur la colonne 4...34	
Tableau 3.9 : Récapitulatif et descriptions des méthodes analytiques	35
Tableau 3.10 : Caractéristiques théoriques du montage expérimental.....	37
Tableau 4.1 : Récapitulatif des résultats concernant le COT pour la colonne pilote n°4 et le filtre CAB de l'usine (N=7)	39
Tableau 4.2 : Récapitulatif des résultats concernant le CODB pour la colonne pilote n°4 et le filtre CAB de l'usine (N=5)	42
Tableau 4.3 : Récapitulatif des résultats concernant le COR pour la colonne pilote n°4 et le filtre CAB de l'usine (N=5)	43
Tableau 5.1 : Récapitulatif des résultats concernant le COT pour les colonnes non-chlorée et chlorée (N=6)	50
Tableau 5.2 : Récapitulatif des résultats concernant le COR pour les colonnes non-chlorée et chlorée (N=4)	52
Tableau 5.2 : Bilan d'azote ($\mu\text{g/L}$) sur la colonne de filtration.....	62
Tableau 6.1 : Récapitulatif des résultats concernant le COT pour les colonnes 1, 2 et 3 (N=6) ...71	

Tableau 6.2 : Récapitulatif des résultats concernant le CODB pour les colonnes 1, 2 et 3 (N=4) 74

Tableau 6.3 : Récapitulatif des résultats concernant le CODB pour les colonnes 1, 2 et 3 (N=4) 75

Tableau 7.1 : Tableau récapitulatif d'abattement de CODB99

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Évolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps par les filtres CAB de l'usine de Sainte-Rose (Bannier, 2009).....	23
Figure 2.2 : Évolution de l'abattement moyen annuel du COT en fonction de l'âge du charbon des différents filtres CAB de l'usine de Sainte Rose (Bannier, 2009).....	24
Figure 3.1 : Photos des colonnes du pilote a) alimentées à l'eau ozonée b) alimentée à l'eau ozonée chlorée.....	30
Figure 3.2 : Schéma des points de prélèvement d'une colonne	31
Figure 3.3 : Photo du montage expérimental a) trois colonnes sous-pression b) point d'injection de la solution de nutriments	37
Figure 4.1 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COT pour le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et la colonne pilote n°4 entre le 15 juin et 27 juillet 2009	39
Figure 4.2 : Profils d'enlèvement du COT dans le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et de la colonne pilote n°4 du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)	41
Figure 4.3 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de CODB pour le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et la colonne pilote n°4 entre le 15 juin et 27 juillet 2009	42
Figure 4.4 : Profils d'enlèvement d'azote ammoniacal dans le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et de la colonne pilote n°4 du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d) ...	45
Figure 4.5 : Demande en chlore (24h) (a) et abattement de la demande en chlore (b) de la colonne pilote et du filtre de l'usine de Sainte-Rose des 6 et 20 juillet.....	46
Figure 4.6 : Concentrations de THM-CFU (a) et abattement des THM-CFU (b) de la colonne pilote et du filtre de l'usine de Sainte-Rose des 6 et 20 juillet.....	47
Figure 5.1 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COT des colonnes non-chlorée et chlorée entre le 15 juin et 27 juillet 2009	49
Figure 5.2 : Profils d'enlèvement et d'abattement du COT des colonnes non-chlorée et chlorée du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d).....	51

Figure 5.3 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de CODB des colonnes non-chlorée et chlorée entre le 15 juin et 27 juillet 2009	52
Figure 5.4 : Profils d'enlèvement et d'abattement de l'azote ammoniacal des colonnes non-chlorée et chlorée du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)	53
Figure 5.5 : Concentration (a) et abattement des THM-CFU (b) des colonnes non-chlorée et chlorée des 6 et 20 juillet.....	54
Figure 5.6 : Concentration de chlore résiduel dans les eaux alimentant la colonne °4	55
Figure 5.7 : Résiduel de chlore en fonction du TCFV pour différentes concentrations de chlore à l'affluent a) 0,8 ppm b) 1,1 ppm c) 1,4 ppm	56
Figure 5.8 : Profils de concentration (a) et d'abattement de COT (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent	57
Figure 5.9 : Profils de concentration (a) et d'abattement de CODB (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent	58
Figure 5.10 : Profils de concentration (a) et d'abattement d'azote ammoniacal (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent	59
Figure 5.11 : Concentration (a) et abattement des THM-CFU (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent	60
Figure 5.12 : Concentration (a) et abattement des nitrites (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent	61
Figure 5.13 : Résultats de respirométrie des charbons à l'intérieur de la colonne CAB pour les différents résiduel de chlore total à l'affluent	63
Figure 5.14 : Concentration de la biomasse nitrifiante à l'intérieur de la colonne CAB pour les différents résiduel de chlore total à l'affluent	64
Figure 6.1 : Photos de la surface du CAG âgé de 1 an.....	67
Figure 6.2 : Photos de la surface du CAG âgé de 15 ans	68
Figure 6.3 : Photos de la surface du CAG âgé de 20 ans	68

Figure 6.4 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COT pour les colonnes n°1, 2 et 3 entre le 15 juin et 27 juillet 2009	70
Figure 6.5 : Profils d'enlèvement et d'abattement du COT dans les colonnes n°1, 2 et 3 des 13 juillet 2009 (a et b) et 27 juillet (c et d).....	72
Figure 6.6 : Profil d'enlèvement (a) et abattement du COT (b) dans les colonnes n°1, 2 et 3 du 2 novembre 2009	73
Figure 6.7 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de CODB pour les colonnes n°1, 2 et 3 entre le 15 juin et 27 juillet 2009	74
Figure 6.8 : Profils d'enlèvement et d'abattement de l'azote ammoniacal dans les colonnes n°1, 2 et 3 du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d).....	76
Figure 6.9 : Profil d'enlèvement (a) et abattement de l'azote ammoniacal (b) dans les colonnes n°1, 2 et 3 du 2 novembre 2009	77
Figure 6.10 : Demande en chlore (a) et abattement de la demande en chlore (b) des colonnes n°1,2 et 3 des 6 et 20 juillet.....	78
Figure 6.11 : Concentration (a) et abattement des THM-CFU (b) des colonnes n°1, 2 et 3 des 6 et 20 juillet.....	79
Figure 6.12 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COD des trois mini-colonnes du montage expérimental	80
Figure 6.13 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) d'azote ammoniacal des trois mini-colonnes du montage expérimental	81
Figure 6.14 : Taux d'utilisation d'oxygène pour les charbons de 1, 15 et 20 ans.....	82
Figure 6.15 : Régressions linéaires du ln du TUO en fonction du temps de la partie exponentielle des TUO	83
Figure 6.16 : Colonisation des charbons par la biomasse nitrifiante	84
Figure 7.1 : Abattement de CODB en fonction du TCFV pour différentes études (les deux flèches représentent les résultats de cette présente étude)	100

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AHA	Acide haloacétique
CAB	Charbon actif biologique
CAG	Charbon actif en grain
CFU	Conditions de formation uniforme
COA	Carbone organique assimilable
COD	Carbone organique dissous
CODB	Carbone organique dissous biodégradable
COR	Carbone organique réfractaire
COT	Carbone organique total
CREDEAU	Centre de recherché, validation et développement des technologies et procédés de traitement des EAUx
DCO	Demande chimique en oxygène
EBCT	Empty bed contact time
MOB	Matière organique biodégradable
MOD	Matière organique dissoute
MON	Matière organique naturelle
SPD	Sous-produits de désinfection
TCFV	Temps de contact en fût vide
THM	Trihalométhane
UV ₂₅₄	Absorbance des rayons ultraviolet à 254 nanomètres

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 – Résultats bruts du suivi hebdomadaire du 15 juin au 27 juillet.....	112
ANNEXE 2 – Résultats bruts des profils d'enlèvement.....	115
ANNEXE 3 – Résultats bruts obtenus lors de la chloration d'une colonne.....	117
ANNEXE 4 – Résultats des analyses des charbons actifs des colonnes pilotes.....	121

INTRODUCTION

La plupart des usines de production d'eau potable s'approvisionnant en eaux de surface ont au minimum un traitement dit conventionnel qui est constitué d'une étape de coagulation-floculation, d'une filtration et finalement d'une désinfection qui est effectuée la plupart du temps avec du chlore. Cependant, les normes de qualité peuvent parfois être difficiles à atteindre si l'on traite une eau brute de mauvaise qualité par cette chaîne de traitement. Ainsi pour certaines eaux fortement chargées en matière organique naturelle (MON), un affinage supplémentaire se révèle souvent indispensable. Plusieurs processus de traitements peuvent être envisagés. L'accent peut être mis sur une amélioration des performances des procédés physico-chimiques. L'utilisation de filtres biologiques précédés d'une étape d'ozonation peut également être une solution performante. Le couplage d'une étape d'ozonation et d'une filtration sur charbon actif biologique (CAB) à la suite d'une filière conventionnelle permet en effet de diminuer significativement la teneur en MON de l'eau traitée entraînant ainsi une réduction importante des doses de chlore à appliquer lors de la désinfection, et également permettre une stabilisation biologique de l'eau dans le réseau de distribution.

L'usine de Sainte-Rose, située à Laval, Qc, utilise une filtration biologique depuis 1986. En 1997, dans le but de diminuer l'entretien de la station de pompage de relèvement localisée à la suite de l'étape de post-ozonation, une chloration a été mise en place en amont des 6 filtres au charbon actif biologique (CAB). Une dose de 0,3 mg Cl_2/L est typiquement dosée à la sortie des tours de contact d'ozone. De plus, comme dans la majorité des usines où la filtration biologique est utilisée, le charbon actif des filtres biologiques de cette usine n'a pas été changé depuis de nombreuses années. En étudiant l'historique des performances de traitement des filtres de l'usine de Sainte-Rose, une diminution des performances biologiques semblait se dégager. Ainsi, dans le but de confirmer ou non cette tendance et d'en étudier les causes éventuelles, ce projet a été mis en place.

L'objectif général était d'étudier l'impact de divers paramètres d'exploitation pouvant mener à une baisse d'efficacité de la filtration biologique afin de mieux comprendre les baisses de performance des filtres CAB observées. L'impact d'une chloration en amont des filtres CAB sur leurs performances biologiques a été étudié ainsi que l'impact de la durée d'utilisation du

charbon. Pour réaliser ces études sur pilote, une validation de la représentativité des études effectuées à petite échelle a préalablement été effectuée.

Ce rapport présente les résultats obtenus lors de la réalisation de ce projet. Le premier chapitre est une revue de littérature regroupant les principales études menées dans ce domaine permettant de mettre en contexte ce projet. Le deuxième chapitre de ce mémoire présente les objectifs du projet ainsi que les hypothèses qui ont été posées. Le troisième chapitre décrit les méthodes d'analyses employées, ainsi que le plan expérimental. Dans le quatrième chapitre, les résultats de la comparaison entre une colonne pilote et un filtre industriel sont présentés. Le cinquième chapitre présente les impacts de la mise en place d'une chloration en amont d'un filtre biologique. Le sixième chapitre étudie l'impact de l'âge du charbon sur les performances biologiques du filtre. La discussion des principaux résultats se trouve dans le dernier chapitre. Finalement une dernière section rappelle les principales conclusions provenant de l'analyse des résultats de ce projet.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Introduction

La filtration biologique est un processus de traitement qui est à ce jour bien implanté en Europe et qui se développe en Amérique du Nord depuis maintenant quelques années. Initialement, le charbon actif en grain (CAG) fut tout d'abord utilisé dans le but de retenir par adsorption une partie de la pollution organique qui n'avait pas été éliminée par les premières étapes de traitement. Cependant, en plus de sa capacité d'adsorption, le charbon actif est apparu comme étant un bon support pour le développement bactérien. C'est en effet un matériau de support très favorable au développement des bactéries autochtones, comme les bactéries nitrifiantes ou hétérotrophes métabolisant les matières organiques biodégradables. C'est ainsi un deuxième mode de fonctionnement des filtres CAG qui s'est développé qu'on appelle usuellement la filtration biologique. De nombreuses études ont été menées dans le but de mieux comprendre ce phénomène et d'optimiser son rendement et ses performances dans les usines de production d'eau potable. Urfer et al.(1997) ont passé en revue ces recherches en mettant en évidence la plupart des paramètres influençant les performances des filtres biologiques. L'ouvrage de Prévost et al. (2005) a également traité en détail ce sujet en incluant les recherches effectuées sur des modèles de prédictions concernant les enlèvements de matière organique. La filtration biologique peut être considérée comme une thématique mature dont les mécanismes fondamentaux sont bien connus, caractérisés et, parfois même, modélisés.

Cette revue de littérature présente quatre parties distinctes. Tout d'abord une brève description du traitement biologique est présentée en soulignant d'un côté son utilité et son apport dans le domaine de la production d'eau potable et d'un autre côté en expliquant son principe de fonctionnement. Ensuite, des validations d'études pilotes déjà effectuées dans la littérature seront analysées pour justifier la représentativité de la méthode utilisée dans ce projet, soit des essais à échelle pilote. Une analyse des différents paramètres influençant les performances des filtres est effectuée pour bien comprendre les implications des conditions d'exploitation sur les performances des filtres biologiques. Enfin, l'impact d'une chloration en amont des filtres au charbon actif est étudié sous différents angles pour tenter de mieux cerner les différentes conséquences possibles sur les performances du filtre.

1.1.1 Description de la matière organique naturelle (MON)

De la matière organique est présente pratiquement dans toutes les eaux naturelles. Elle est généralement dite allochtone lorsqu'elle provient du ruissellement de surface et des rejets anthropiques et dite autochtone lorsqu'elle est origine de phénomènes biologiques dans le milieu aquatique, tel que par exemple la croissance d'algues. Elle est généralement quantifiée en faisant des mesures de carbone organique total (COT). Les appellations matière organique naturelle (MON) et carbone organique total (COT) sont donc toutes deux utilisées par les chercheurs pour référer à la matière organique présente dans l'eau.

Les caractéristiques de la matière organique présente dans les eaux naturelles ont une influence sur son enlèvement lors des processus de traitement. Ainsi, en comprenant quelles fractions de la MON sont enlevées lors des diverses étapes de traitement, les exploitants sont capables d'optimiser le traitement dans le but d'augmenter l'enlèvement de la MON et également de définir des stratégies qui ont pour but de limiter la formation de sous-produits de désinfection (SPD).

La matière organique dans le domaine de l'eau potable est essentiellement présente sous forme dissoute (Prévost et al., 2005). La fraction particulaire peut donc être considérée comme négligeable, au moins dans la majorité des eaux traitées. Le carbone organique dissous (COD) est un paramètre couramment utilisé comme variable de contrôle de qualité d'eau. Ainsi dans la suite de ce document, le terme matière organique biodégradable (MOB) sera considéré comme équivalent au terme matière organique biodégradable dissoute. La matière organique biodégradable est définie comme étant la partie de la MON qui peut être métabolisée, sous certaines conditions, par des microorganismes durant une période allant de quelques jours à quelques mois (Servais et al., 1989). La majorité de la MON présente dans les eaux de surfaces et dans les eaux souterraines tend à être non-biodégradable (Servais et al., 1987; Goel et al., 1995). La MOB regroupe de nombreux composés biodégradables comme les substances humiques, les acides aminés, les carbohydrates et les sous-produits d'ozonation (en particulier les aldéhydes). Une des approches qui a été utilisée pour caractériser la MOB est de classer les différents composés organiques en fonction de leur capacité à être biodégradés par les bactéries. Les méthodes les plus utilisées pour mesurer la MOB dans le domaine de l'eau potable sont la mesure du carbone organique assimilable (COA) (Van der Kooij et al., 1982) et celle du carbone

organique dissous biodégradable (CODB) (Joret & Levi, 1986; Servais et al., 1987). Le tableau 1.1 résume la composition de la matière organique naturelle et les paramètres qui permettent de la quantifier.

Tableau 1.1 : Description de la composition de la matière organique naturelle (MON)

Matière organique naturelle (MON) (mesuré avec le COT)	Carbone organique particulaire	
	Carbone organique dissous (COD)	<div>Carbone organique réfractaire</div> <div>Matière organique biodégradable dissoute (MOB) (mesuré avec le CODB ou le COA)</div>

1.1.2 Utilité d'un traitement biologique

La MON ne représente pas en soi un risque sanitaire cependant la présence d'une fraction biodégradable du carbone organique dissous dans l'eau est indésirable pour plusieurs raisons. Tout d'abord, cela peut provoquer une instabilité biologique de l'eau (Zhang et al., 2002; Emelko et al., 2006) et favoriser les processus de recroissance bactérienne dans les systèmes de distribution (Merlet et al., 1992; Servais et al., 1994; Carlson & Amy, 1998). Le potentiel d'une eau à supporter la recroissance de microorganismes est en effet corrélé à la concentration de MOB présente dans l'eau traitée (Huck, 1990).

Afin d'éviter ces problèmes, et dans le but de satisfaire aux normes de qualités des eaux potables, le traitement de l'eau potable fait de plus en plus souvent appel à la filtration biologique. Il a en effet été prouvé que la filtration biologique utilisant du CAG était efficace pour enlever une grande partie du CODB (Servais et al., 1991; Servais et al., 1992; Prévost et al., 1993).

Ce procédé peut également être utilisé simultanément pour enlever l'ammoniaque (Bablon et al., 1988; Bouwer & Crowe, 1988; Niquette et al., 1998). Il peut être en effet intéressant d'enlever l'ammoniaque de l'eau en plus de la MON car sa présence peut entraîner des problèmes lors du traitement de l'eau ou alors dans le réseau de distribution. En effet, si la nitrification est bien

effectuée dans les filtres biologiques, le risque pour la nitrification ou la présence de nitrates dans le réseau de distribution est grandement diminué (Lytle et al., 2007). De plus si le chlore est utilisé comme désinfectant primaire, l'enlèvement de l'ammoniaque en amont de la chloration va considérablement diminuer la demande en chlore à court terme (Consommation théorique de 7,6 mg Cl_2 par mg $\text{NH}_4\text{-N}$. cf paragraphe 1.4.1.1) (Doré, 1989). Ainsi une diminution de l'ammoniaque avant la chloration permet une réduction de la dose de chlore à appliquer et entraîne une diminution de la formation de sous-produits de chloration indésirables (Doré, 1989).

La biofiltration permet également d'enlever la majorité des précurseurs biodégradables qui réagissent fortement en présence de désinfectant (Hozalski, 1996). Cela permet donc de réduire la demande en chlore et de stabiliser le résiduel présent dans le réseau de distribution (Laurent et al., 1999).

En conclusion, la filtration biologique permet d'éliminer une partie de la matière organique dissoute ce qui augmente la stabilité biologique de l'eau. La diminution de la MOB et de l'azote ammoniacal par la biofiltration entraîne une diminution des doses de chlore à appliquer et permet de limiter la formation de composés organochlorés indésirables.

1.2 Principes de la filtration biologique sur CAG

L'enlèvement de la MOB est le résultat de l'activité de communautés microbiennes, qui colonisent la surface externe des macropores (pores de largeur excédant 50 nm) des particules de CAG (Servais et al., 1994). Cette colonisation bactérienne des CAG a été observée par plusieurs méthodes et notamment par le microscope à balayage électronique (Werber Jr et al., 1978). Ainsi, dans les filtres biologiques, les bactéries hétérotrophes fixées dans un biofilm oxydent la MOB et l'utilisent comme source d'énergie et source de carbone (Urfer et al., 1997; Laurent et al., 1999).

Très tôt, il a été établi que l'ozone permet d'augmenter la fraction biodégradable de la MON en décomposant des liens moléculaires et en produisant ainsi de plus petites molécules facilement biodégradables par les bactéries présentes (Westerhoff et al., 1986). Sous cette forme, la matière organique contribue donc au développement de bactéries colonisant le charbon actif des filtres. Ainsi, la filtration biologique lorsqu'elle est précédée d'une étape d'ozonation permet l'enlèvement d'une grande proportion de carbone organique. Ce traitement biologique peut éliminer près de 80 % du CODB (Bouillot et al., 1992).

La filtration biologique peut s'effectuer avec différents matériaux mais le CAG reste le plus utilisé. Des recherches ont été effectuées pour comparer l'enlèvement de la MON lors de l'utilisation d'un matériau adsorbant (CAG) et d'un matériau non adsorbant (anthracite ou sable). Il en ressort que l'enlèvement de la MON est plus important dans un filtre CAG (LeChevallier et al., 1992; Merlet et al., 1992; Wang et al., 1995; Emelko et al., 2006; Chien et al., 2008). Lors de l'étude de Niquette et al. (1998), il a été montré que la densité de bactéries hétérotrophes fixées est supérieure ($14 \mu\text{g C/cm}^3$ en moyenne) dans le filtre sable-CAB à celle observée dans le filtre anthracite, ce matériau supporte en effet beaucoup moins de biomasse ($3,0 \mu\text{C/cm}^3$ en moyenne). La corrélation entre la quantité de biomasse et l'enlèvement de MOB n'a cependant pas été démontrée (Emelko et al., 2006) même si des chercheurs ont supposé que l'enlèvement de COD pouvait être limité par la densité de biomasse (Carlson & Amy, 1998). Ce paramètre est donc plus représentatif de la capacité de colonisation d'un média que de ses performances en termes d'enlèvement de CODB.

À sa mise en route, le filtre CAG ne fonctionne pas immédiatement en mode biologique. Il faut un certain temps pour que la capacité d'adsorption s'épuise et qu'un biofilm se développe à la surface. La phase de colonisation du filtre est en principe achevée après le passage d'un volume d'eau de $30 \text{ à } 50 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (Servais et al., 1991), ce qui correspond dans le cas de l'usine étudiée à 3 mois (Servais et al., 1994). Dans les premiers temps d'utilisation du charbon, plus de bactéries sont évacuées à la sortie du filtre que lors de son fonctionnement en mode biologique. Il est supposé que la plupart des bactéries présentes sur le CAG lors de la mise en route du filtre ne sont pas adaptées à un attachement permanent. La sélection de bactéries pouvant former un biofilm pourrait donc être l'origine du délai observé à la croissance du biofilm et le passage du filtre au mode biologique (Servais et al., 1994).

1.3 Impact des conditions d'exploitation sur les performances des filtres

Le design des biofiltres et leurs conditions d'utilisation requièrent la définition de plusieurs paramètres qui contrôlent la performance de la biodégradation de la MOB. Ces paramètres sont par exemple le temps de contact en fût vide (TCFV), la température de l'eau, la concentration et la composition de la MON dans l'affluent, et les pratiques d'exploitation telles que le rétrolavage ou l'utilisation d'oxydants en amont du filtre. Ces différents paramètres seront discutés aux prochaines sections.

1.3.1 Représentativité des études à l'échelle pilote

L'utilisation de montage à échelle réduite est plus intéressante voire parfois indispensable pour effectuer des études sur des procédés de traitements de production d'eau potable qui ne sont pas faisables à échelle réelle. Des comparaisons entre certains facteurs comme des conditions d'exploitations seraient difficiles à effectuer sur des filtres à pleine échelle. Les paramètres sont en effet beaucoup mieux contrôlés et faciles à modifier sur un pilote sans aucune conséquence sur la qualité de l'eau traitée. Cependant, pour valider l'utilité des recherches effectuées sur des pilotes à échelle réduite, il est primordial de s'assurer que les résultats obtenus à petite échelle représentent correctement le comportement d'un filtre industriel.

Plusieurs chercheurs ont effectué des comparaisons entre les résultats obtenus sur leurs pilotes et ceux des usines pour valider l'utilisation de montage à petite échelle, la principale étant une comparaison entre les filtres à taille réelle de l'usine de Choisy-le-Roi et des colonnes pilotes situées à l'usine de Neuilly-sur-Marne (Servais et al., 1991). Il a bien été montré que les résultats obtenus sur les filtres à taille réelle présentaient des tendances similaires pour l'abattement de CODB en fonction du TCFV à celles de l'étude effectuée sur des colonnes pilotes.

La durée de la phase d'ensemencement jusqu'à l'équilibre biologique a également été comparée. En tenant compte des débits et des concentrations de CODB des affluents, il est apparu que l'équilibre biologique était atteint après la filtration d'un débit massique de 7 kg CODB / m^3 de CAG pour les filtres réels et pour les colonnes. Des différences sont toutefois apparues au niveau de la densité de biomasse à l'intérieur des filtres (Bouillot et al., 1992). La concentration observée dans les filtres de Choisy-le-Roi ($7,5 \text{ } \mu\text{g C/cm}^3$) était supérieure à celle dans les colonnes de Neuilly-sur-Marne ($2 \text{ } \mu\text{g C/cm}^3$).

Ces différences ont cependant bien été expliquées grâce au modèle CHABROL développé à l'aide de l'étude pilote. Le modèle CHABROL avait été mis au point sur les filtres pilotes de Neuilly-sur-Marne. Billen et al (1992) ont analysé les différents processus élémentaires impliqués dans le processus de la filtration biologique permettant ainsi la formulation d'un modèle mathématique mécanistique du fonctionnement d'un filtre biologique en terme d'enlèvement de CODB : le modèle CHABROL. Ce modèle a été par la suite appliqué sans modification de principe aux filtres de Choisy-le-Roi et a permis de simuler les observations relatives au fonctionnement des filtres en ne modifiant qu'un seul paramètre caractéristique de la mortalité

des bactéries fixées (Bouillot et al., 1992). Ce travail aura donc permis de confirmer l'application de l'ensemble des observations faites sur pilote à des filtres de grandeur réelle.

1.3.2 Temps de contact en fût vide (TCFV) et vitesse de filtration

La hauteur de matériau filtrant ainsi que la vitesse de filtration influencent directement le temps de contact réel entre la biomasse et son substrat. Le temps de contact en fût vide (TCFV, ou empty bed contact time, EBCT en anglais) correspond à la durée de contact apparente entre l'eau à traiter et le CAG, i.e. sans tenir compte de la porosité du média filtrant :

$$— \quad (1.1)$$

où $TCFV$ = temps de contact en fût vide (min)

Q = débit (m^3/min)

V = volume de matériau filtrant (m^3)

De nombreuses études ont montré que le TCFV est le principal facteur qui affecte l'efficacité des biofiltres (Servais et al., 1991; Carlson & Amy, 1998; Prévost et al., 2005). La majorité des chercheurs ont trouvé que l'enlèvement du carbone organique augmentait avec un TCFV croissant. Cependant même si les auteurs sont d'accord pour dire qu'en augmentant le TCFV les performances des filtres biologiques sont améliorées, les liens entre ces deux paramètres ne sont pas encore parfaitement définis et la relation n'est définitivement pas linéaire. Cela est partiellement dû aux conditions très variables dans lesquelles les différents essais ont été effectués (température, qualité de l'eau, type de média) (Prévost et al., 2005). Dans certaines conditions, la filtration biologique, avec un TCFV de l'ordre de 20 minutes, peut enlever jusqu'à 80% de la MOB, un plafond dans l'enlèvement de CODB est ensuite observé lorsque le TCFV atteint une valeur supérieure à 25 minutes (LeChevallier et al., 1992; Merlet et al., 1992) alors que dans d'autres conditions un enlèvement de CODB de l'ordre de 80% a été observé avec un TCFV de 10 à 15 min (Prévost, 1991; Servais et al., 1991). Au Québec, le Guide de Conception du MDDEP recommande d'utiliser des TCFV entre 10 et 20 minutes.

Il est toutefois important de souligner que la vitesse de filtration n'a pas d'impact sur les performances d'enlèvement du filtre. La vitesse superficielle correspond au rapport entre le débit de l'affluent et la surface de la colonne filtrante :

$$V = \frac{Q}{S} \quad (1.2)$$

où V = vitesse de filtration (m/h)

Q = débit (m³/h)

S = surface filtrante (m²)

Bouillot et al. (1992) ont en effet montré que l'efficacité des filtres biologiques, exprimée en termes d'abattement de CODB, est fonction du TCFV quelle que soit la vitesse de filtration (dans une gamme de 2 à 18 m/h). Prévost (1991) a également mis en évidence que pour un même TCFV, la filtration sur CAB procurait le même enlèvement de demande en chlore ou de CODB pour des vitesses de filtration comprise entre 10 et 15 m/h. De même, Servais et al (1994) ont conclu que peu importe la vitesse de filtration (de 6 à 18 m/h), le taux d'enlèvement du CODB reste constant. Toutefois, une trop forte augmentation de la vitesse de filtration va occasionner des forces de cisaillement importantes qui pourraient augmenter le détachement des bactéries des grains de charbon, accélérer le développement des pertes de charge (Servais et al., 1994; Carlson & Amy, 1998) et donc nuire à leur efficacité ou à leur exploitation.

Cependant, même si la plupart des chercheurs s'accordent à dire que le TCFV est le paramètre le plus important contrôlant l'enlèvement de la MOB, d'autres paramètres doivent être pris en compte lors de l'optimisation des performances des filtres biologiques.

1.3.3 Rétrolavage

Le rétrolavage est nécessaire durant l'exploitation des filtres rapides pour contrôler la hausse de perte de charge provoquée par l'accumulation de particules. Cela prévient, dans certains cas, l'accumulation de masse microbienne et la prolifération d'invertébrés indésirables tels que les *Naïs* (Thibault et al., 1997; Beaudet et al., 2000). Pour avoir des biofiltres performants, il est nécessaire de bien contrôler la densité de biomasse pendant un cycle de filtration en étant particulièrement vigilant à la perte de biomasse durant un rétrolavage (Urfer et al., 1997; Ahmad

et al., 1998). C'est pourquoi l'optimisation des procédures de rétrolavages est importante dans le but d'améliorer au maximum les performances des filtres biologiques (Thibault et al., 1997).

Plusieurs auteurs ont observé une baisse d'enlèvement de MOB en fin de cycle, particulièrement à la surface des biofiltres. Une cause possible serait la diminution du temps de contact réel qui a été observée dans cette partie (Carlson & Amy, 1998). Une autre explication de ce phénomène serait liée à l'accumulation de particules et de floccs qui inhiberait l'activité bactérienne (Prévost et al., 2005). Le rétrolavage d'un filtre placé en première étape de filtration a un effet bénéfique (Laurent et al., 2003) car cela enlève les floccs et les particules qui créent une barrière de diffusion pour l'oxygène et les nutriments et réduisent le temps de contact en diminuant la porosité des charbons. L'enlèvement de ces floccs et particules entraîne ainsi une augmentation de l'activité bactérienne et des performances biologiques de filtration sans affecter la densité de biomasse (Laurent et al., 2003). Selon Hozalski et al. (1999), les rétrolavages périodiques n'affecteraient pas significativement les performances des filtres, parce que le rétrolavage n'enlèverait pas une trop grande quantité de biomasse dans le média du filtre.

Un autre paramètre important du rétrolavage se situe au niveau du choix de l'eau de lavage chlorée ou non. Plusieurs études se sont penchées sur les conséquences éventuelles d'un lavage à l'eau chlorée plutôt qu'à l'eau non chlorée. Ainsi Ahmad et al. (1998) ont montré que les rétrolavages à l'eau chlorée affectaient l'activité biologique. Un moins bon enlèvement de COA était observé à la suite d'un rétrolavage à l'eau chlorée. Cependant les effets étaient de courte durée. Enfin, l'étude effectuée par Laurent et al. (2003) montre qu'il est préférable d'utiliser une eau non chlorée lors du rétrolavage d'un filtre CAB dans le but d'éviter une diminution de la nitrification à la suite du rétrolavage principalement dans le cas des filtres CAB situés en deuxième étage de filtration.

1.3.4 Température de l'affluent

La température de l'eau influence les cinétiques de biodégradation du carbone et de la nitrification. Dans la plupart des cas, un changement de température intervient de façon simultanée avec une modification de la qualité de l'eau donc l'impact de ce facteur n'est pas facilement identifiable. Il ressort cependant que le TCFV doit être augmenté afin de pouvoir conserver une performance d'enlèvement de MOB égale si la température diminue (Urfer et al., 1997; Prévost et al., 2005).

1.3.4.1 Enlèvement du CODB

Plusieurs études ont montré qu'une baisse de température affectait les performances des filtres biologiques en terme d'enlèvement de la matière organique (Servais et al., 1992; Moll et al., 1999). Il est clair que la cinétique des réactions biochimiques dépend étroitement de la température de l'eau. Par exemple pour un même abattement du COT, il faut approximativement doubler le temps de contact lorsque la température passe de 20°C à 8°C bien que la biomasse bactérienne fixée soit en moyenne identique aux deux températures (Servais et al., 1992; Fonseca et al., 2001). La biomasse fixée au charbon étant la même malgré les changements de température, il est donc légitime de supposer que l'activité de celle-ci se voit diminuée en hiver (Servais et al., 1992).

1.3.4.2 Enlèvement de l'azote ammoniacal

Comme dit précédemment, une variation de température s'accompagne généralement d'une variation de la qualité d'eau brute. Par exemple, dans le fleuve du Rhin, une concentration de 0,05 mg N/L est observée lors de hautes températures alors qu'à de très basses températures, la concentration atteint 4,2 mg N/L (Uhl & Gimbel, 2000). Ainsi, si aucun problème d'enlèvement d'ammoniaque n'est mis en évidence en été, dans les saisons froides, il y a très peu ou pas d'enlèvement alors que la concentration à l'affluent est plus importante.

La température est donc un paramètre très important pour la nitrification. Il a bien été montré qu'une baisse de la température entraînait une baisse d'efficacité d'enlèvement d'azote ammoniacal (Niquette et al., 1999; Andersson et al., 2001; Kihn et al., 2002; Laurent et al., 2003). Lors d'une expérience sur des colonnes pilotes, une oxydation complète de l'azote ammoniacal en eau chaude a été observée avec un TCFV inférieur à 5 min. Alors qu'en eau froide, l'enlèvement de l'azote ammoniacal s'effectue plus lentement et moins complètement : un TCFV de 12 min est nécessaire pour une eau à 10 °C et pratiquement aucun enlèvement n'est observé pour une eau à 0,5°C (Niquette et al., 1999). Les observations ont cependant montré que l'impact majeur d'une faible température de l'eau est une baisse de l'activité biologique qui se caractérise par une baisse d'enlèvement de l'ammoniaque et non par une complète perte de la biomasse (Andersson et al., 2001). Kihn et al. (2002) ont également montré que la biomasse était encore présente dans le filtre même après une utilisation en eau froide pendant 5 mois.

1.3.5 Âge du CAG

La durée moyenne d'utilisation d'un CAG en mode adsorption est comprise entre un et douze mois, l'épuisement étant dû à la saturation de la capacité d'adsorption du charbon. Le fait d'utiliser alors le charbon en mode biologique permet d'allonger considérablement la durée de vie des filtres. Le CAG est en effet un très bon support pour la croissance de bactéries en plus de sa capacité d'adsorption. Il permet ainsi l'enlèvement de contaminants organiques que ce soit par l'adsorption en début de son utilisation ou bien grâce à la biodégradation par les bactéries fixées à sa surface. Il est donc légitime de se demander, lors de l'étude de l'impact de la durée d'utilisation du charbon sur ces performances si les composés adsorbés lors de son début de vie influent sur ses capacités biologiques futures et si les performances d'enlèvement du filtre en mode biologique évoluent au cours du temps.

L'étude de l'activité des bactéries fixées à la surface du CAG a montré que celle-ci était stimulée par rapport à celles à la surface de l'anthracite qui a une très faible capacité d'adsorption (Nishijima et al., 1992). Plusieurs hypothèses ont été évoquées dans le but d'expliquer ce phénomène. La capacité de désorption des substances préalablement adsorbées sur le CAG, qui pourraient servir de substrat pour les bactéries, a été évoquée (Li & DiGiano, 1983). L'objet d'une étude de Nishijima et al. (1997) était de clarifier les effets des substances adsorbées sur l'activité des bactéries fixées sur le CAG afin de vérifier cette hypothèse. Du CAG et un matériau sans capacité d'adsorption ont préalablement été mis en contact avec une substance inhibant l'oxydation de l'ammoniaque par les bactéries nitrifiantes (l'acide m-aminobenzoïque). Les effets ont ensuite été déterminés en comparant l'activité de bactéries nitrifiantes à la surface du CAG avec celle de bactéries à la surface de l'autre matériau. Il a été montré que l'inhibition de l'oxydation de l'ammoniaque était beaucoup plus importante à la surface du CAG que sur le média sans capacité d'adsorption prouvant ainsi l'impact des substances adsorbées sur les performances biologiques du CAG.

Andersson et al. (2001) ont montré une baisse de performance de la nitrification en comparant les performances des filtres CAG âgés de 8 ans avec celles d'autres études faites sur ces mêmes filtres quelques années auparavant (Prévost, 1991). En effet, lors de l'étude d'Andersson et al. (2001), quasiment aucun enlèvement d'azote ammoniacal n'était observé en eaux froides ($T=2^{\circ}\text{C}$). Prévost (1991) avait mis en évidence un enlèvement de l'ordre de 20 % pour une même

température et un TCFV identique (25 min) après six mois d'utilisation du même charbon. L'adsorption de métaux lourds et de calcium serait la cause de la mauvaise efficacité de l'abattement de l'azote ammoniacal. En effet, lors du suivi des performances, il a été observé que la présence de hautes concentrations de métaux lourds ou bien de calcium réduisait la capacité de nitrification du filtre biologique, surtout en eaux froides (Niquette, 1996). Les composés adsorbés par le CAG au début de son utilisation influenceraient ainsi probablement le développement du biofilm soit en occupant les sites disponibles comme dans le cas du carbonate de calcium (Pilard et al., 1996) soit en inhibant directement la croissance du biofilm (Nishijima et al., 1997).

Une autre étude (Bonné et al., 2002) a également porté sur l'évolution des performances de la filtration biologique. Le charbon de l'usine était régénéré périodiquement tous les 18 mois. La fréquence de régénération étant calculée pour respecter les performances d'enlèvement des différents composés (COD, pesticides et micropolluants). Un pilote a fonctionné en parallèle des filtres de l'usine pendant 4 ans sans aucune régénération du charbon et une comparaison des performances a été effectuée. Ainsi, quatre ans après la mise en place du charbon sans régénération, l'effluent du filtre biologique rencontrait encore les performances voulues d'enlèvement. Il aurait été intéressant de prolonger cette expérience sur une période supérieure à 4 ans dans le but de suivre l'évolution des performances.

Ainsi selon les résultats des différentes études effectuées, la durée d'utilisation du charbon et les composés adsorbés au début de sa vie auraient un impact sur les capacités de nitrification des filtres biologiques. En prenant en compte tous ces aspects de la vie du charbon actif, une utilisation du charbon actif en mode biologique d'une durée de 2 à 5 ans serait recommandée (Dussert & Van Stone, 1994). Cette affirmation n'est cependant basée sur aucune expérience concrète et mériterait une validation plus poussée.

1.4 Impact de la chloration en amont d'un filtre biologique

1.4.1 Impact sur la qualité de l'affluent

Selon la composition de l'affluent, la préchloration peut avoir différentes conséquences sur sa qualité. Il peut y avoir par exemple formation de sous-produits de chloration tels que des trihalométhanes (THM) ou des acides haloacétiques (AHA) ou encore formation de chloramine

en cas de présence d'azote dans l'eau. Comme le chlore est un désinfectant très souvent utilisé, la littérature nous renseigne beaucoup sur les réactions existantes lors de son utilisation.

1.4.1.1 Formation de chloramines

Lorsque le chlore est utilisé dans une eau où de l'azote ammoniacal est présent, il peut avoir formation d'azote gazeux selon la réaction suivante (White, 1999) :

(1.3)

La réaction (1.3) procède suivant un mécanisme complexe qui débute par la formation de monochloramines (NH_2Cl) :

(1.4)

Le chlore réagit ensuite avec les monochloramines pour former des chloramines moins stables (Pressley et al., 1972; White, 1999) :

- la dichloramine (NHCl_2) :

(1.5)

- et la trichloramine (NCl_3) :

(1.6)

Quand plus de chlore est ajouté, un point appelé point de rupture (break point en anglais) est atteint où la concentration résiduelle de chlore total atteint un minimum et où l'ammoniaque a disparu (Jafvert & Valentine, 1992; White, 1999).

Ainsi, dans une eau où seul l'ammoniaque exerce une demande en chlore, le point de rupture correspond à une dose de chlore approximativement de $8 \text{ mg Cl}_2 : 1 \text{ mg N-NH}_4^+$ à un pH dans les environs de 6 à 7. Cependant, dépendamment du pH ou des contaminants présents dans l'eau, une

plus grande dose de chlore peut être nécessaire pour atteindre le point de rupture (Pressley et al., 1972).

Il a été montré que pour un pH compris entre 6 et 8, les réactions suivantes se produiraient au point de rupture en moins d'une minute en eaux chaudes (Pressley et al., 1972; White, 1999) :

(1.7)

(1.8)

(1.9)

1.4.1.2 Formation de sous-produits de chloration

L'action du chlore sur les polluants organiques est relativement sélective. Sa réactivité porte sur des sites d'attaque privilégiés entraînant des modifications de structure avec formation de composés organochlorés (Dégremont, 2005). Il en résulte que la chloration des eaux en vue de la production d'eau potable peut produire des composés toxiques tels que les THM (White, 1999) et/ou potentiellement cancérigènes tels que les composés organohalogénés (Rook, 1974). Ainsi dans beaucoup d'usines, principalement aux États-Unis, la combinaison de chlore et de monochloramines est utilisée dans le but de diminuer la formation excessive de THM et de AHA. Mais il a été montré que même avec un faible temps de contact avec le chlore (Singer, 1999), il peut y avoir des formations significatives de THM et AHA lors du traitement. Mais la formation de THM est beaucoup moins importante lors d'une monochloramination que lors d'une chloration (White, 1999). La chloration en amont d'un filtre pourrait donc entraîner la formation de SPD, principalement si la dose de chlore appliquée permet d'atteindre le point de rupture.

1.4.2 Réactions entre les oxydants et le CAG

Les réactions entre les oxydants, notamment le chlore libre et combiné, et le CAG ont été étudiées au départ dans le but d'enlever un excédant d'azote qui était présent dans l'eau. La présence d'ammoniaque dans l'eau pose en effet plusieurs problèmes, toxicité pour les poissons, nutriments qui favorisent la recroissance biologique et surtout une grande demande en chlore lors

de la désinfection selon les réactions vues précédemment. Ainsi, un moyen d'enlèvement a été proposé (Pressley et al., 1972) dans le domaine des eaux usées, qui consistait à utiliser la chloration jusqu'au point de rupture. L'utilisation du chlore en tant qu'oxydant pour l'ammoniaque était en effet une solution acceptable car le produit formé principalement est de l'azote gazeux (N_2) totalement sans conséquence sur l'environnement. Cependant, cette méthode avait quelques inconvénients, comme la production de chloramines potentiellement toxiques dans l'effluent. Ainsi, des études ont montré que le CAG pouvait être utilisé à la suite de ce processus pour en améliorer le contrôle et détruire les chloramines formées dans le cas où un enlèvement total d'ammoniaque n'était pas requis. Les réactions entre le charbon actif neuf et divers oxydants ont été étudiées plus en détail (Bauer & Snoeyink, 1973; Suidan et al., 1977a; Suidan et al., 1978), lesquelles seront présentées dans les prochaines sections.

Une autre utilisation du CAG dans le traitement de l'eau potable est la déchloration d'une eau ayant subi un traitement de chloration par excès (Kochany & Lipczynska-Kochany, 2008). Les filtres CAG sont par exemple couramment utilisés pour déchlorer des eaux utilisées dans les traitements d'électrodialyse.

1.4.2.1 Chlore libre

Un modèle mathématique a été développé sur les réactions entre le chlore aqueux et le CAG (Suidan et al., 1977b). La réaction entre le chlore libre et le charbon peut-être représentée par la réaction suivante :

$$(1.10)$$

Où le C^* représente un site réactif à la surface du charbon et CO^* une surface oxydée.

Dans le modèle, cette réaction est séparée en deux réactions successives. Une première réversible où la molécule de chlore est adsorbée à la surface du charbon :

$$(1.11)$$

Suivi de la seconde irréversible :

(1.12)

Où CHOCI^* représente une molécule HOCl adsorbée.

Ce modèle (Suidan et al., 1977b) a été utilisé pour prédire la concentration de chlore en fonction du temps pour plusieurs tailles de particule de charbon et différentes doses de chlore. Suidan, et al. (1977a) ont aussi étudié l'influence du pH et de la température. Il a ainsi été montré que le pH avait une influence sur la réaction seulement dans le fait que cela modifiait le ratio HOCl et OCl^- . Ainsi, si OCl^- est la forme prédominante, aucun H^+ n'est produit lors de la réaction selon l'équation 1.10 et aucune baisse de pH n'est observée lors de la réduction du chlore. Cependant dans cette étude, l'influence de la présence de composés organiques dans l'eau sur le taux de réduction du chlore libre n'a pas été étudiée. C'est pourtant un paramètre très important car fréquemment présent dans l'eau à traiter. L'impact est cependant difficile à déterminer à cause de la grande variabilité de la composition de la matière organique.

1.4.2.2 Monochloramine

Bauer & Snoeyink (1973) ont également montré que les chloramines pouvaient être réduites chimiquement à l'aide de CAG. Des séries d'expériences où les concentrations de monochloramines et des éventuels produits de réaction ont été surveillées, ont permis de conclure que les monochloramines réagissaient avec le CAG selon les réactions chimiques suivantes qui ont été par la suite confirmées par Scaramelli & DiGiano (1977).

Sur du charbon neuf, la réaction qui prédomine jusqu'à obtenir un nombre suffisant de surface oxydée (CO^*) est la suivante :

(1.13)

Dans laquelle C^* indique le site actif et CO^* une surface oxydée.

Ensuite, après un certain temps, une oxydation partielle de monochloramine a été observée, provoquant une régénération du charbon :

(1.14)

Dans ces deux réactions, le chlore actif sous forme de monochloramine est réduit en ion chlorure avec production d'ammoniaque et d'azote gazeux. Divers paramètres influent ces réactions tels que la température, le pH de l'eau, le temps de contact et la concentration de chlore.

B. R. Kim & Snoeyink (1980) ont aussi étudié les réactions entre la monochloramine et le CAG sous différentes conditions d'opérations (débit, temps de contact, taille de particules de CAG avec une concentration dans l'affluent de 15 à 40 mg Cl_2 /L). De plus, en utilisant les résultats obtenus avec les essais effectués à l'échelle pilote, un modèle a été développé pour prédire l'enlèvement de la monochloramine par les grains de charbon. Même si les essais portaient sur de hautes concentrations, ce modèle peut être utilisé pour des affluents avec des faibles concentrations de l'ordre de 1 mg Cl_2 /L, soit une concentration plus typique du traitement des eaux potables. Une dernière étude datant de 2008 (Kochany & Lipczynska-Kochany), a confirmé les précédents résultats en montrant qu'une préchloration de l'eau suivie par un traitement avec du CAG permet de dégrader la monochloramine principalement en azote gazeux. Les enlèvements étaient plus importants pour des températures de 20°C qu'à 5°C.

Il existe aussi d'autres applications potentielles qui requièrent un enlèvement de monochloramine. Par exemple, un procédé biologique qui utilise une désinfection avec des monochloramines est en développement pour évaluer la possibilité de cométabolisme des THM par les bactéries nitrifiantes dans des biofiltres (Wahman et al., 2006). Différents essais ont été effectués pour étudier l'impact de la monochloramine sur la dégradation de l'ammoniaque et des THM. Des concentrations de l'ordre de 1 mg Cl_2 /L (en chlore total) ou moins seraient acceptables pour limiter l'impact sur le biofilm. Pour une concentration résiduelle de 2,5 mg Cl_2 /L, la dégradation de l'ammoniaque a diminué significativement allant même jusqu'à atteindre zéro. Ainsi, une concentration de 1 à 2,5 mg Cl_2 /L de monochloramine nuit à une bonne nitrification dans les filtres.

Il est également très important d'enlever les monochloramines de l'eau lorsque celle-ci est utilisée pour les dialyses rénales. Les données obtenues lors de l'étude menée par Komorita &

Snoeyink (1985) ont montré que l'utilisation de CAG était un processus efficace pour atteindre une concentration très faible de chloramines à l'effluent. Une étude effectuée plus récemment par Fairey, Speitel Jr. & Katz (2007) a évalué l'efficacité de différents CAG commerciaux pour la réduction de monochloramine sous différentes conditions (pH et concentration de MON). Une importante réduction de la monochloramine (objectif de 0,1 mg Cl₂/ L) était voulue car l'eau était destinée à des dialyses rénales. Les expériences menées ont montrées que la réduction des monochloramines était moins efficace avec un affluent présentant une grande concentration en MON. Les molécules chimiques constituant la MON sont en effet adsorbées à la surface du CAG provoquant ainsi un blocage ou une obstruction des pores ce qui diminuerait le nombre de sites disponibles pour la réduction de la monochloramine (Fairey et al., 2006).

1.4.2.3 Dichloramine

La réaction de réduction de la dichloramine a été beaucoup moins étudiée. Celle-ci étant moins stable et réagissant plus vite au contact du chlore, elle ne pose donc aucun problème quant à son élimination. Bauer & Snoeyink (1973) ont soumis l'hypothèse que la réaction entre la dichloramine et le charbon actif se déroule selon l'équation (1.15). Cette réaction a été confirmée lors de l'étude menée par Scaramelli & DiGiano (1977).

(1.15)

Un modèle d'enlèvement de dichloramine par du charbon actif a été établi par B. R. Kim, Snoeyink & Schmitz (1978). Toutefois, la présence de matière organique dans l'eau n'a pas été prise en compte. Des adaptations du modèle doivent donc être proposées pour des eaux comprenant d'autres composés organiques adsorbables.

1.4.3 Conséquences sur la biomasse fixée

En général, aucun résiduel d'ozone n'est mesuré à l'affluent des filtres biologiques. Il a toutefois été montré, dans le cas contraire, que la présence d'un résiduel d'ozone en amont de filtres CAG n'empêchait pas l'enlèvement biologique d'aldéhydes (Weinberg et al., 1993). La rapide réduction de l'ozone par le CAG explique cette observation.

La préchloration en amont des filtres peut parfois être utilisée dans le but de contrôler la croissance de biofilm à l'intérieur des filtres biologiques. Comme il a été montré, dans le

paragraphe 1.3.3, l'utilisation d'eau chlorée pour les rétrolavages a un impact sur les performances biologiques du filtre. C'est pourquoi lors d'une préoxydation en amont des filtres CAB, il est généralement conseillé d'ajouter un agent réducteur comme du bisulfite de sodium dans le but de diminuer la concentration de l'oxydant en amont des filtres (Simpson, 2008), même s'il a déjà été montré que de l'activité biologique peut s'établir dans des filtres CAG avec un affluent chloré (LeChevallier et al., 1992). En effet dans cette étude, des concentrations de 3 mg/L de chlore libre et combiné dans un affluent d'un filtre CAG n'avaient virtuellement aucun effet sur l'enlèvement de COA (LeChevallier et al., 1992). Le chlore libre était rapidement réduit dans le filtre pendant que la monochloramine, plus stable, était présente à l'effluent du filtre avec une concentration de 0,1 mg/L. L'action du chlore libre et de la monochloramine sur le biofilm est toutefois différente. La monochloramine ne réagit pas avec les polysaccharides extracellulaires au contraire du chlore libre (LeChevallier et al., 1988). Cette caractéristique permet à la monochloramine de pénétrer à l'intérieur du biofilm et de réagir avec les microorganismes alors que le chlore est consommé avant de pouvoir traverser la surface du biofilm.

La bioactivité des bactéries fixées sur le CAG et l'adsorption des substances organiques ne seraient pas significativement affectées par la préchloration (W. H. Kim et al., 1997). Une comparaison entre des procédés utilisant de l'ozone suivi du CAB ou de chlore suivi du CAG n'a pas mis en évidence de différences significatives dans l'enlèvement de CODB même si une diminution de la densité de biomasse était observée dans les premiers centimètres à la surface du filtre à cause du chlore.

En conclusion, on peut retenir que le CAG détruit rapidement le chlore libre. La monochloramine réagit également en produisant principalement de l'azote gazeux et un peu de NH_3 selon les conditions d'opérations. Elle ne semble pas avoir d'effets négatifs sur l'enlèvement de la MOB bien que la quantité de biomasse hétérotrophe en surface soit moins importante. Une étude montre que l'impact sur les bactéries nitrifiantes est négligeable pour des concentrations allant jusqu'à 1 mg Cl_2 /L. L'impact de l'ozone serait négligeable à cause de sa rapide réduction par le CAG. La réaction du chlore libre avec la surface du biofilm l'empêche de réagir avec les microorganismes présents. La monochloramine est donc le composé qui aurait le plus d'impact sur l'efficacité de la filtration biologique.

CHAPITRE 2 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES

2.1 Mise en contexte

L'usine de Sainte-Rose, située à Laval, Qc, utilise une filtration biologique depuis 1986. Une chloration a été mise en place, en 1997, en amont des 6 filtres au charbon actif biologique (CAB) dans le but de diminuer l'entretien de la station de pompage de relèvement localisée à la suite de l'étape de postozonation mais en amont de la filtration CAB. Typiquement, une dose de 0,3 mg Cl_2/L est dosée à la sortie des tours de contact d'ozone. En raison de la présence d'azote ammoniacal à l'eau ozonée, des chloramines sont formées suite à cette injection de chlore. Selon la revue de littérature présentée précédemment, les chloramines formées devraient être détruites par les filtres CAB. Peu d'études montrent l'impact de cette pré-chloration sur les performances des filtres biologiques en termes d'enlèvement de la MON et de l'azote ammoniacal et aucune n'a simultanément évalué l'impact sur la nitrification et sur l'enlèvement de la MOB. Il apparaît donc important de caractériser les impacts de la mise en place de cette chloration pour observer les éventuelles diminutions du rendement de la filtration biologique.

Par ailleurs, le charbon présent dans les filtres de cette usine n'a pas été changé depuis de nombreuses années ce qui est également le cas de la majorité des usines où la filtration biologique est utilisée. La question d'une diminution de rendement en fonction de la durée d'utilisation du charbon peut être soulevée même lors d'un fonctionnement en mode biologique. Des chercheurs (Dussert & Van Stone, 1994) recommandent en effet de renouveler le charbon tous les 2 à 5 ans d'utilisation pour une optimisation des rendements. Cette affirmation ne repose cependant sur aucun résultat expérimental et peu d'études viennent appuyer ces recommandations même si une baisse d'efficacité d'enlèvement d'azote ammoniacal est parfois observée (Andersson et al., 2001).

Lors d'une précédente analyse de données expérimentales provenant de l'usine de Sainte-Rose effectuée par Bannier (2009), une baisse d'efficacité des filtres CAB de l'usine semblait se dégager au niveau de l'enlèvement d'azote ammoniacal et du COT.

Concernant l'azote ammoniacal (figure 2.1), on peut observer que jusqu'en 2004, il y a très peu de relargage d'azote ammoniacal, et que l'enlèvement maximal atteint 90% pour les filtres CAB de l'usine. Plus le temps avance, plus le nombre d'épisodes de relargage augmente. Il faut toutefois rester prudent quant aux conclusions provenant de ces données. En effet, un des problèmes rencontrés lors de l'analyse des données est le nombre de résultats sous la limite de détection de la méthode employée (0,04 mg N-NH₃/L), aussi bien concernant les données à l'affluent qu'à l'eau filtrée. Cela explique les grands abattements négatifs observés. Enfin, très peu de données sont disponibles pour les années 2003 à 2006.

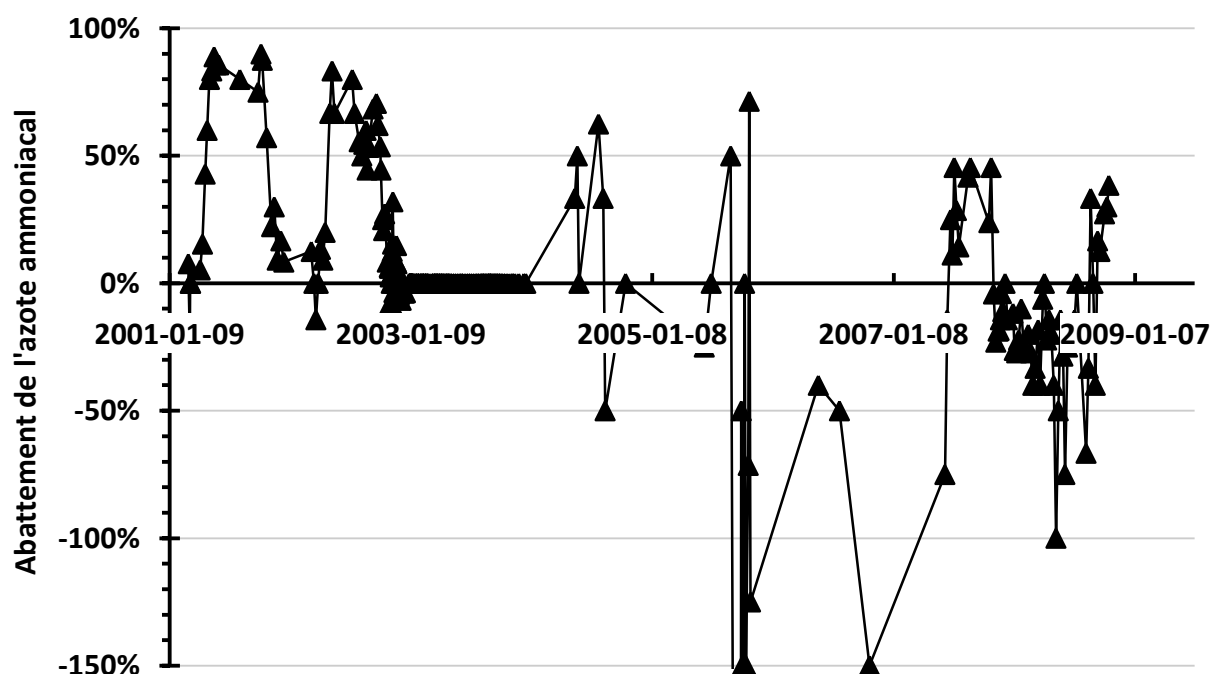


Figure 2.1 : Évolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps par les filtres CAB de l'usine de Sainte-Rose (Bannier, 2009)

Comme ces données avaient été récoltées après la mise en route de la chloration, la baisse d'efficacité observée avait été attribuée principalement à l'augmentation de l'âge du charbon.

Concernant l'abattement de COT, la même tendance se dégagerait. Une baisse d'efficacité d'abattement serait observée sur les différents filtres de l'usine (figure 2.2).

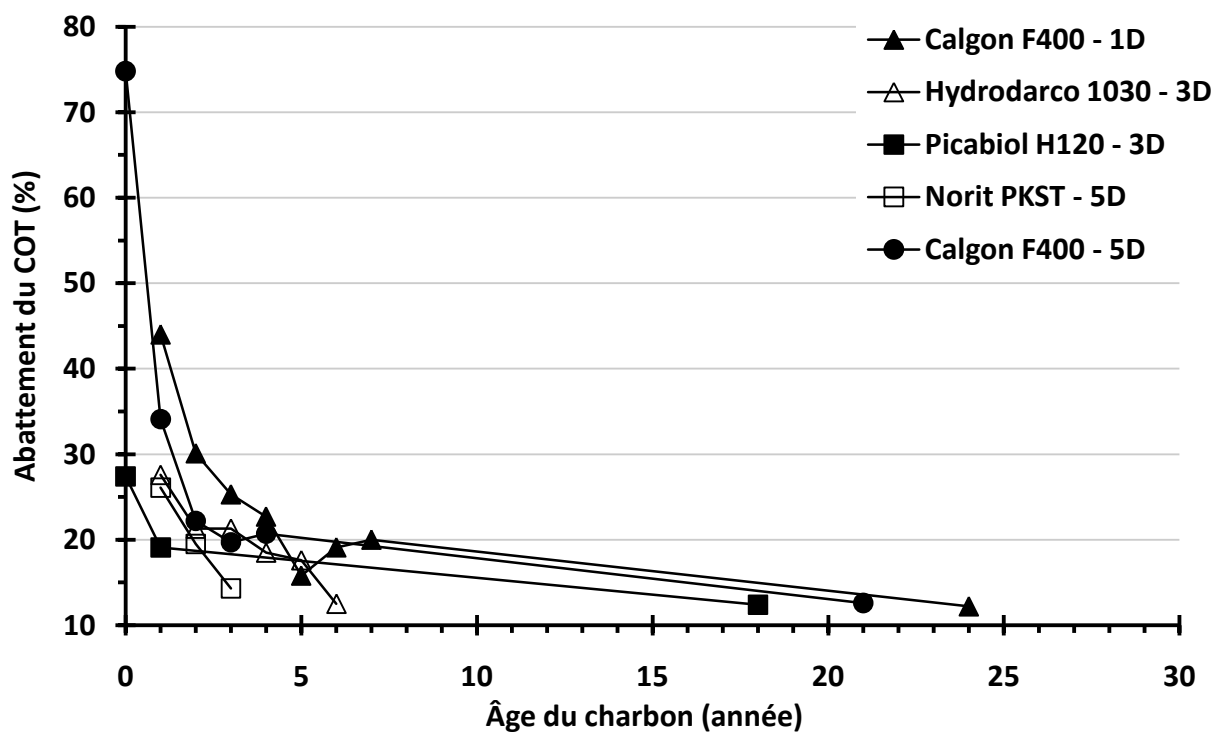


Figure 2.2 : Évolution de l'abattement moyen annuel du COT en fonction de l'âge du charbon des différents filtres CAB de l'usine de Sainte Rose (Bannier, 2009)

C'est ainsi, en partie pour essayer de confirmer cette impression de la baisse d'efficacité des filtres basée sur ces données malheureusement incomplètes, que ce projet a vu le jour.

2.2 Objectifs

L'objectif général de ce projet est d'étudier l'impact de divers paramètres d'exploitation pouvant mener à une baisse d'efficacité de la filtration biologique afin de mieux comprendre les baisses de performance des filtres CAB observées à l'usine de Sainte-Rose. Pour cela, trois objectifs spécifiques ont été mis en évidence :

- 1) Effectuer une validation de la représentativité des études effectuées à l'échelle pilote
- 2) Étudier l'impact d'une chloration en amont des filtres CAB sur leurs performances biologiques
- 3) Étudier l'impact de la durée d'utilisation du CAG sur les performances biologiques des filtres

2.3 Hypothèses

Plusieurs hypothèses ont été avancées au début de ce projet.

La première hypothèse posée est que les colonnes à l'échelle pilote reproduisent correctement les performances d'un filtre industriel. Cette hypothèse devait être validée pour pouvoir ensuite appliquer les résultats obtenus dans ce projet à l'échelle réelle. Cette hypothèse sera validée si les différences d'abattement entre un filtre pilote et un filtre usine sont inférieures à 10%.

La seconde hypothèse concerne la performance des filtres biologiques suite à une chloration. Peu d'études ont étudié cet impact car il est peu commun de chlorer en amont d'une filtration biologique. Il est proposé que la chloration nuise au bon fonctionnement de la filtration biologique en ajoutant un stress aux bactéries présentes dans le biofilm malgré le fait que le chlore total est réduit par le charbon actif en grain. Cette hypothèse sera validée si les performances de nitrification et d'abattement de la MOB sont significativement réduites suite à une chloration.

Enfin, la dernière hypothèse est que la durée d'utilisation du charbon actif biologique a une influence sur les performances du filtre biologique pour l'abattement de l'azote ammoniacal et de la MOB. Sa capacité de nitrification serait affectée comme l'ont montré les travaux de Kihn et al.

(2002) qui suggèrent que les charbons perdent en efficacité avec le temps. Cependant, les observations de Kihn et al. (2002) sont relativement à court terme et peu d'études ont effectué des comparaisons entre des CAG vieux de plus de 15 ans avec des charbons mis en fonctionnement plus récemment. Cette hypothèse sera validée si un filtre pilote utilisant du CAB de 1 an d'usure offre des abattements significativement plus élevés d'azote ammoniacal et de CODB que deux filtres pilotes utilisant du CAB de 15 et 20 ans.

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre décrit le contexte de la réalisation du projet. Le plan expérimental ainsi qu'une description des méthodes analytiques utilisées lors du suivi expérimental effectué tout au long de ce projet seront présentés.

3.1 Description de l'usine de Sainte-Rose (Laval, Qc) et des caractéristiques de l'eau brute

Le pilote utilisé au cours de ce projet était implanté à l'usine de traitement d'eau potable de Sainte-Rose à Laval. Le tableau 3.1 résume les principales caractéristiques de la qualité de l'eau brute utilisée, la rivière de Mille-Îles, lors de la période de suivi des essais de juillet à octobre 2009.

Tableau 3.1 : Caractéristiques de l'eau brute (Rivière des Mille-Îles)

Paramètres	N	Min	Moy.	Max
Turbidité (UTN)	95	4,93	6,71	11,13
COT (mg/L)	99	6,3	7,3	9,5
COD (mg/L)	11	6,1	6,5	6,9
CODB (mg/L)	8	0,21	0,45	0,70
N-NH ₃ (µg N/L)	11	11	58	105
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	11	0,20	0,21	0,22
THM – CFU* (µg/L)	4	333	387	426

* : THM-CFU : THM –conditions de formation uniforme (22°C, pH = 8.0, 1,0 ppm de chlore libre après 24 h)

L'usine de Sainte-Rose est composée de la chaîne de traitement suivante :

- **Décantation** : 4 décanteurs lamellaires à lits de boues pulsées « Degrémont Superpulsator » avec l'utilisation d'alun (30-40 mg/L) et de silice activée à l'aluminate de sodium (1,5 à 2,5 mg/L).
- **Filtration sur sable-anthracite** : 6 filtres bicouches « Aquazur V » avec 150 mm de sable et 650 mm d'anthracite.

- **Ozonation** : 2 colonnes de contact, d'une capacité unitaire de 55 000 m³/d offrant un temps de contact de 12 minutes.
- **Injection de chlore** : dosage de 0,3 mg Cl₂/L
- **Filtration sur charbon actif biologique granulaire** : 6 filtres à doubles cellules. Les caractéristiques principales du filtre à l'étude (n°3) sont décrites dans le Tableau 3.2. Il est composé d'une couche de 156 cm de Picabiol H120 et d'une couche de 27 cm de sable.
- **Post-désinfection au chlore** (dose moyenne durant l'étude : 2,34 mg Cl₂/L min : 1,98 et max : 2,82)
- **Réajustement du pH (chaux) de l'eau avant distribution.**

Tableau 3.2 : Caractéristiques du filtre CAB n°3 de l'usine Sainte-Rose

Surface filtrante d'un filtre	80,36	m ²
Débit nominal	764	m ³ /h
Débit moyen	486	m ³ /h
Hauteur de milieu filtrant	1,80	m
Taux de filtration maximal	9,5	m ³ /h/m ²
Temps de contact moyen	17,9	min

Les débits des 6 filtres CAB sont supposés égaux même s'il n'y a aucun moyen de vérification. De plus, le débit peut être assez variable dans la journée à cause d'un dysfonctionnement du système de contrôle du pompage au relèvement en amont des filtres CAB. Le temps de contact a donc été calculé avec le débit moyen sur la période de suivi.

Pour les besoins de l'étude, un dispositif d'échantillonnage, préexistant sur le filtre °3, a été utilisé. Les profondeurs des points de prélèvement sont 10, 15, 20, 35 50, 80, 110, 140 et 170 cm. Les échantillons étaient prélevés après avoir laissé couler l'eau à plein débit pendant 5 min.

3.2 Descriptif du montage expérimental

Dans le but de répondre aux objectifs mentionnés au chapitre 2, une étude sur pilote a été effectuée. Le pilote utilisé a été construit en 2008 pour un autre projet de recherche à l'usine Pont Viau à Laval. Il a été déplacé en mai 2009 à l'usine de Sainte-Rose.

Ce pilote est composé de 4 colonnes de 5 cm (2 po.) de diamètre dont les caractéristiques et les conditions d'utilisation appliquées lors de ce projet sont résumées dans le tableau 3.3. Trois colonnes du pilote étaient alimentées avec de l'eau postozonée, et l'alimentation de la dernière colonne était aussi alimentée avec de l'eau postozonée mais en prélevant l'eau après le point d'injection de chlore en amont des filtres biologiques. Lors de la première période de suivi, toutes les colonnes ont été alimentées à une vitesse de filtration de 3,27 m/h. Cette vitesse de filtration a été choisie pour obtenir le temps de contact en fût vide (TCFV) le plus similaire possible à celui des filtres CAB de l'usine Sainte-Rose mais en prenant aussi en considération le volume de média disponible pour remplir les colonnes. En effet, pour un des charbons à l'essai (le CAB d'un an d'utilisation), seul un volume de 1,3 L était disponible. Le TCFV des colonnes était donc de 11,0 min et le TCFV moyen de l'usine était de 17,9 min.

Les colonnes ont été lavées hebdomadairement avec de l'eau de service de l'usine de Sainte-Rose. Cette eau contenait un résiduel de chlore, mais relativement bas ($< 0,3 \text{ mg Cl}_2/\text{L}$). L'eau chlorée a été utilisée principalement pour des raisons de commodité, afin d'avoir la même eau de lavage pour toutes les colonnes du pilote.

Tableau 3.3 : Caractéristiques du pilote

Nombre de colonnes	4	
Diamètre des colonnes	5,08	cm
Hauteur des colonnes	1,67	m
Hauteur de média	60	cm
Débit à l'affluent	110	mL/min
Vitesse	3,27	m/h
Temps de contact	11,0	min
Rétrolavage	Eau chlorée 40% d'expansion Hebdomadaire	

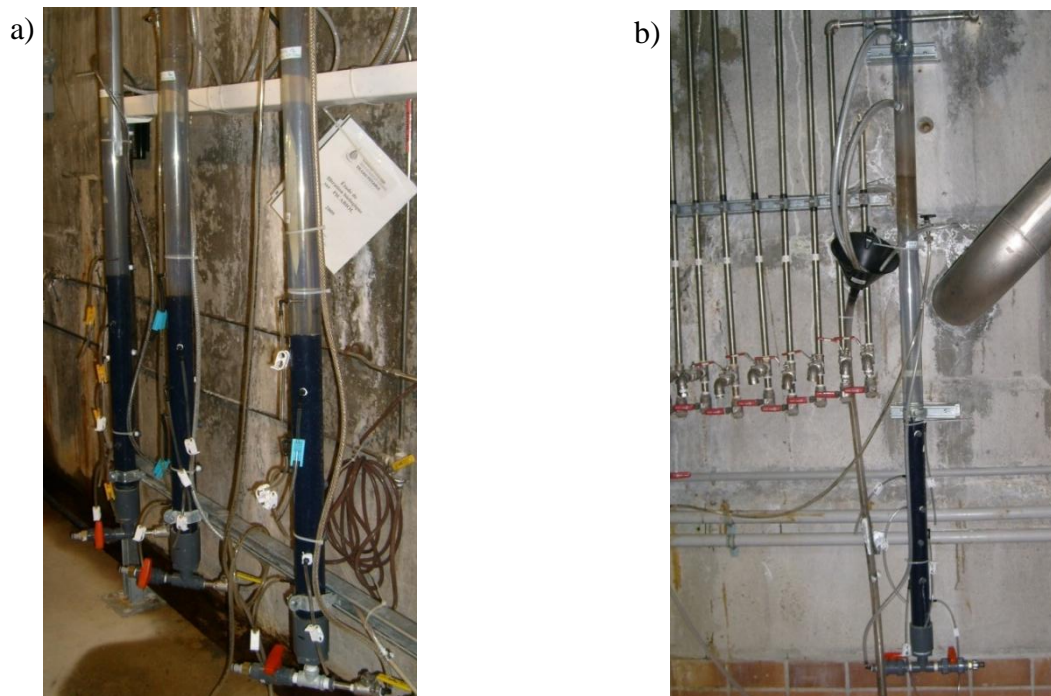


Figure 3.1 : Photos des colonnes du pilote

a) alimentées à l'eau ozonée b) alimentée à l'eau ozonée chlorée

Pour pouvoir réaliser les prélèvements liquides, plusieurs sorties ont été mises en place à différentes hauteurs de la colonne. De même, pour les échantillonnages solides de la colonne 4, des trous ont été faits dans la colonne de PVC afin de permettre l'insertion d'une seringue de prélèvement. Un trop-plein a été installé à un pied du haut de la colonne pour éviter tout débordement.

Les différentes hauteurs de prélèvement sont résumées au tableau 3.4 et représentées à la figure 3.2. La première colonne de TCFV correspond à la première période de suivi où le débit était fixé à 110 mL/min. Les TCFV indiqués dans la dernière colonne du tableau sont des valeurs moyennes obtenues lors d'un second suivi. La hauteur de média filtrant de la colonne n°4 a diminué entre chaque essai à cause des prélèvements de charbons et le débit était modifié pour conserver le même temps de contact.

Tableau 3.4 : Hauteurs et TCFV des points de prélèvement pour les deux suivis effectués

		Hauteur (cm)	TCVF (min)	
			1 ^{er} suivi (juin-juillet) (60 cm de charbon)	2 ^{ème} suivi (sept.-oct.) (83 cm de charbon)
Points de prélèvement liquide	H_a	67	-	1,1
	H_b	50	1,8	3,5
	H_c	40	3,7	4,9
	H_d	33	5,0	5,8
	H_e	17	8,0	8,1
	H_f	10	9,2	9,1
Points de prélèvement solide	H_F	66		1,2
	H_G	43		4,4
	H_H	21		7,5

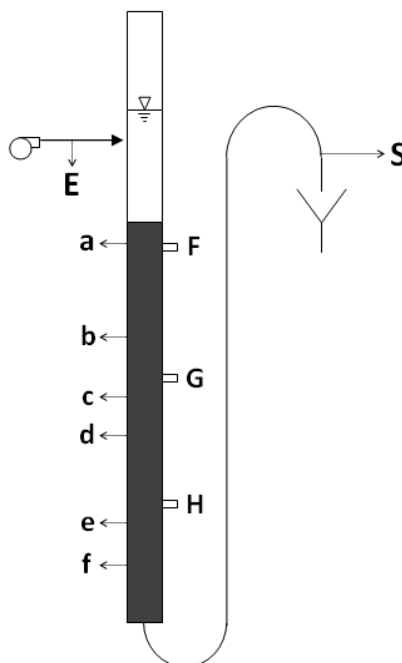


Figure 3.2 : Schéma des points de prélèvement d'une colonne

Les quatre colonnes étaient remplies avec du charbon actif Picabiol^{MD}, de différentes origines et d'âges différents qui sont explicités dans le tableau 3.5. Les charbons des quatre colonnes ont été analysés par le laboratoire Support Client de PICA (Vierzon, France) à la fin de l'expérience en juin 2010. Les résultats sont présentés à l'annexe 4.

Tableau 3.5 : Descriptif des colonnes du pilote

Filtres	Provenance	Durée d'utilisation
1 et 4	Sainte-Rose, Laval	≈ 20 ans
2	Terrebonne, Laval	≈ 15 ans
3	Pont-Viau, Laval	1 an

3.3 Plan expérimental

Le pilote a été installé et mis en eau le 14 mai 2009. La phase d'adsorption des charbons utilisée était terminée et chaque colonne fonctionnait en mode biologique. Cependant, comme les charbons avaient été déplacés de leurs filtres d'origines, une période de 2 semaines avait été prévue avant de commencer le suivi analytique, dans le but d'atteindre une stabilité biologique à l'intérieur du média filtrant. Tel qu'explicité précédemment, le débit avait été réglé à 110 ml/min pour avoir un TCFV de 11,0 min à l'intérieur des colonnes.

Afin de mieux comprendre le plan expérimental utilisé pour rencontrer les objectifs de ce projet, un récapitulatif des conditions d'exploitation des colonnes utilisées est présenté au tableau 3.6.

Tableau 3.6 : Type d'affluent et âge des médias utilisés pour chaque colonne

N°	Type d'affluent	Âge du média
1	Ozonée	20 ans
2	Ozonée	15 ans
3	Ozonée	1 an
4	Ozonée chlorée (concentration variable 0,3-1,4 mg/L)	20 ans
Filtre usine	Ozonée chlorée (0,3 mg/L)	20 ans

Objectif 1 : Comparaison filtre Usine de Sainte-Rose et colonne pilote :

Dans le but de comparer les performances de la colonne pilote et du filtre de l'usine, un suivi hebdomadaire a été effectué du 8 juin au 27 juillet 2009 sur les paramètres suivants, COT,

CODB, UV, azote ammoniacal. Des mesures de la demande en chlore et des THM-CFU (conditions de formation uniforme) ont été réalisées deux fois les 6 et 20 juillet, deux profils d'enlèvement de COT et azote ammoniacal ont été effectués le 13 et 27 juillet sur le filtre et la colonne pilote. Les analyses effectuées et les points de prélèvement sont récapitulés au tableau 3.7.

Tableau 3.7 : Plan d'échantillonnage de la période du 15 juin au 27 juillet
sur les 4 colonnes et le filtre de l'usine de Sainte-Rose

Analyses	Points de prélèvement ⁽¹⁾	15 juin	22 juin	29 juin	6 juillet	13 juillet	20 juillet	27 juillet
UV ₂₅₄	E – S	X	X	X	X	X	X	X
COT	E – S	X	X	X	X	X	X	X
CODB	E – S	X	X	X			X	X
N-NH ₃	E – S	X	X	X	X	X	X	X
Demande en chlore	E – S				X		X	
THM-CFU	E – S				X		X	
Profils (COT et N-NH ₃)	E - b - c - e - f – S					X		X

(1) E = entrée de la colonne/filtre, S = sortie de la colonne/filtre, pour les profils cf. Figure 3.2

Objectif 2 : Effets de la préchloration sur les performances d'un filtre biologique

Un suivi hebdomadaire (tableau 3.7) a été effectué sur les colonnes n°1 et n°4 du 15 juin au 27 juillet. Lors de cette période, l'affluent de la colonne 4 était l'eau ozonée chlorée à 0,3 mg Cl₂/L de l'usine de Sainte-Rose.

Dans le but d'étudier les conséquences de la chloration sur les performances de la filtration biologique, d'autres analyses ont été effectuées en modifiant les conditions expérimentales de la colonne n°4, soit celle qui est préchlorée. Du 21 septembre au 21 octobre 2009, un système de chloration a été mise en place en amont de cette colonne dans le but de contrôler la concentration en chlore de l'affluent. Une concentration croissante de chlore total (de 0,3 à 1,4 mg Cl₂/L) a été appliquée en amont de la colonne.

Du charbon actif biologique provenant du filtre n°3 de l'usine de Sainte-Rose a été rajouté le 20 septembre 2009 en prévision des prélèvements solides pour avoir une hauteur de média initial de 85 cm. Le débit a donc été modifié à 160 ml/min dans le but de garder un TCFV proche de 11 min. Les analyses effectuées lors de cette période sont résumées au tableau 3.8.

Tableau 3.8 : Plan d'échantillonnage de la période du 2 sept. au 21 oct. 2009 sur la colonne 4

Analyses	Points de prélèvement ⁽¹⁾	2 sept.	21 sept.	23 sept.	28 sept.	30 sept.	5 oct.	15 oct.	19 oct.	21 oct.
COT	E - a - c - d - e - S		X		X		X		X	
CODB	E - S		X		X		X		X	
N-NH ₃	E - a - b - c - d - e - S		X		X		X		X	
Nitrites/Nitrates	E - S		X		X		X		X	
THM-CFU	E - S		X		X		X		X	
Chlore	E - a - b - c - d - S	X	X	X	X	X	X	X	X	
Bactéries hétérotrophes	F - G - H	X		X		X		X		X
Bactéries nitrifiantes	F - G - H	X		X		X		X		X

(1) E = entrée de la colonne/filtre, S = sortie de la colonne/filtre, pour les profils cf. Figure 3.2

Objectif 3 : Effets de la durée d'utilisation du CAB sur les performances du filtre

Un suivi hebdomadaire (tableau 3.7) a été effectué également sur les colonnes n° 1, 2 et 3 du 15 juin au 27 juillet.

Un profil d'enlèvement a été également effectué le 2 novembre dans le but d'observer le comportement de ces charbons en eaux tièdes (T = 11°C).

3.4 Suivi expérimental et méthodes analytiques

3.4.1 Suivi de la qualité d'eau

Le suivi de la qualité d'eau s'est effectué par des analyses de laboratoire effectuées au laboratoire de la Chaire Industrielle-CRSNG en Eau Potable. Les méthodes utilisées lors de ce projet sont énumérées et brièvement décrites dans le Tableau 3.9.

Tableau 3.9 : Récapitulatif et descriptions des méthodes analytiques

Analyses	Description	Références
Absorbance UV (254 nm)	Spectrophotométrie à 254 nm (Spectrophotomètre Biochrome 3100, cellule de 1 cm)	Méthode 5910B, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
Azote ammoniacal	Colorimétrie au bleu d'indophénol (Spectrophotomètre Biochrome 3100, cellules de 2 ou 5 cm)	AFNOR, code NF T 90-015 (AFNOR, 1990)
Chloramines	Colorimétrie à la DPD (Spectrophotomètre de terrain Hach DR 2400)	Méthode 4500 – Cl G, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
Chlore résiduel	Colorimétrie à la DPD (Spectrophotomètre Biochrome 3100, cellule de 2 cm)	Méthode 4500 – Cl G, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
COD	Analyseur de carbone total de marque Sievers 5310C avec échantillonneur automatique	Méthode 5310C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
CODB	Différence entre le COD initial et le COD résiduel après 30 jours d'incubation Inoculum : eau brute de la rivière des Mille-Iles	Servais et al.(1987)
COT	Analyseur de carbone total de marque Sievers 5310C avec échantillonneur automatique	Méthode 5310C, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
Demande en chlore (24h)	Colorimétrie à la DPD, pH=7,5, T=21°C (Spectrophotomètre Biochrome 3100, cellule de 2 cm)	Méthode 4500 – Cl G, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
Nitrites/Nitrates	Dionex ICS-3000 avec échantillonneur automatique	
Ozone	Colorimétrie à l'indigo (Spectrophotomètre Biochrome 3100, cellule de 2 cm)	Méthode 4500 – O ₃ , Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
THM	CFU (Conditions de formation uniforme) : T = 22°C, pH = 8, 1,0 ppm de Cl ₂ résiduel après 24h	Méthode 6232B, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)
Bactéries nitrifiantes	Mesure de l'activité nitrifiante par colorimétrie après l'incubation du CAG dans une solution nitrifiante (Spectrophotomètre Biochrome 3100, cellule de 1 cm)	Kihn et al. (2000)
Bactéries hétérotrophes	Respirométrie (Challenge respirometers systems Inc, modèle 200)	1g de CAG dans 600 mL d'eau tamponnée + 500 mg C/L d'extrait de levure. Mesure de la consommation d'O ₂ en continu

3.4.2 Caractérisation des charbons

Quelques analyses supplémentaires ont également été effectuées sur les charbons des colonnes n° 1, 2 et 3 qui ont des durées d'utilisation différentes.

3.4.2.1 Microscope à balayage électronique

Des échantillons des différents charbons provenant des colonnes n° 1, 2 et 3 ont été prélevés des colonnes au point G (43 cm de hauteur – ~5 min de TCFV) le 12 février 2010 dans le but de les observer au microscope à balayage électronique (modèle : JEOL JSM-840A). Les charbons prélevés ont séché pendant une journée avant leurs observations. Les analyses ont été effectuées au laboratoire CM² de l'école Polytechnique de Montréal.

3.4.2.2 Mesure de la capacité maximale d'attachement

Dans le but de mieux caractériser les charbons, une expérience basée sur un protocole inspiré de la méthode de Labouyrie et al. (1997) et Le Bec et al. (1996) a été mise en place. Cette expérience avait pour but de coloniser au maximum les charbons à l'intérieur des colonnes en assurant un excès de nutriments dans l'affluent. Un mini-pilote de 3 colonnes sous-pression a été utilisé (figure 3.3a) dont les caractéristiques sont précisées au tableau 3.10. Du média filtrant a été prélevé des colonnes n° 1, 2 et 3 et placé à l'intérieur de ces colonnes le 16 mars 2010.

L'affluent de ce montage expérimental était de l'eau déminéralisée filtrée sur un filtre de porosité 0,45 µm dans le but d'enlever les bactéries éventuellement présentes. Ensuite, une solution d'azote (70,65 mg/L de (NH₄)₂SO₄) et carbone (225 mg / L de levure BactoTM Yeast Extract) était mélangée à cette eau filtrée avec un débit de 1 ml/min par un système de perfuseur (Figure 3.3b). Une solution de 20 g/L de levure a une concentration d'environ 8,6 g C/L de COD. La concentration d'azote contenue dans l'extrait de levure n'étant pas connue exactement, il est difficile d'établir le rapport C : N. La concentration de N ajoutée est légèrement supérieure à 0,9 mg N/L. L'affluent était ensuite séparé en trois pour alimenter les trois colonnes avec un débit de 5,8 ml/min pour un TCFV de 5,9 min.

Tableau 3.10 : Caractéristiques théoriques du montage expérimental

Nombre de colonnes	3	
Diamètre des colonnes	1,2	cm
Hauteur des colonnes	35	m
Hauteur de média	30	cm
Débit à l'affluent	5,8	ml/min
Vitesse	3,1	m/h
Temps de contact	5,9	min
Affluent	Eau filtrée sur 0,45 μ m Tamponné à pH = 7,9	

a)



b)



Figure 3.3 : Photo du montage expérimental

a) trois colonnes sous-pression b) point d'injection de la solution de nutriments

Un suivi hebdomadaire de la concentration en azote ammoniacal et en COD était effectué. Après une semaine de fonctionnement, des analyses des bactéries hétérotrophes et des bactéries nitrifiantes ont été effectuées sur les charbons des trois colonnes.

CHAPITRE 4 COMPARAISON DES PERFORMANCES OBTENUES AVEC UNE COLONNE PILOTE ET UN FILTRE INDUSTRIEL

Dans ce chapitre, les résultats obtenus sur la colonne pilote n°4 et le filtre de l'usine de Sainte-Rose sont présentés et comparés dans le but de valider la représentativité d'une étude effectuée à l'échelle pilote.

4.1 Suivi de la performance des filtres en terme d'enlèvement

Différents paramètres ont été suivis hebdomadairement pendant les mois de juin et juillet 2009. Les résultats sont présentés dans les sections suivantes.

La température au cours de ce suivi était comprise entre 19 et 23,4 °C à l'eau brute avec une moyenne de 21,3 °C. Le chlore résiduel total à l'affluent était de 0,24 mg Cl₂/L en moyenne (N=5), compris entre 0,18 et 0,28 mg Cl₂/L. Des mesures d'absorbance UV₂₅₄ ont été effectuées au cours de ce suivi, les valeurs ne seront cependant pas présentées car aucune différence n'a été observée entre l'affluent, l'effluent de la colonne pilote et celui du filtre CAB. Les valeurs étaient comprises entre 0,015 et 0,021 cm⁻¹.

4.1.1 Abattement du COT

L'abattement du COT a été suivi du 15 juin au 27 juillet. Les variations de concentrations en COT de l'affluent de la colonne et du filtre de l'usine ainsi que leurs effluents respectifs sont présentées à la figure 4.1 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 4.1 b.

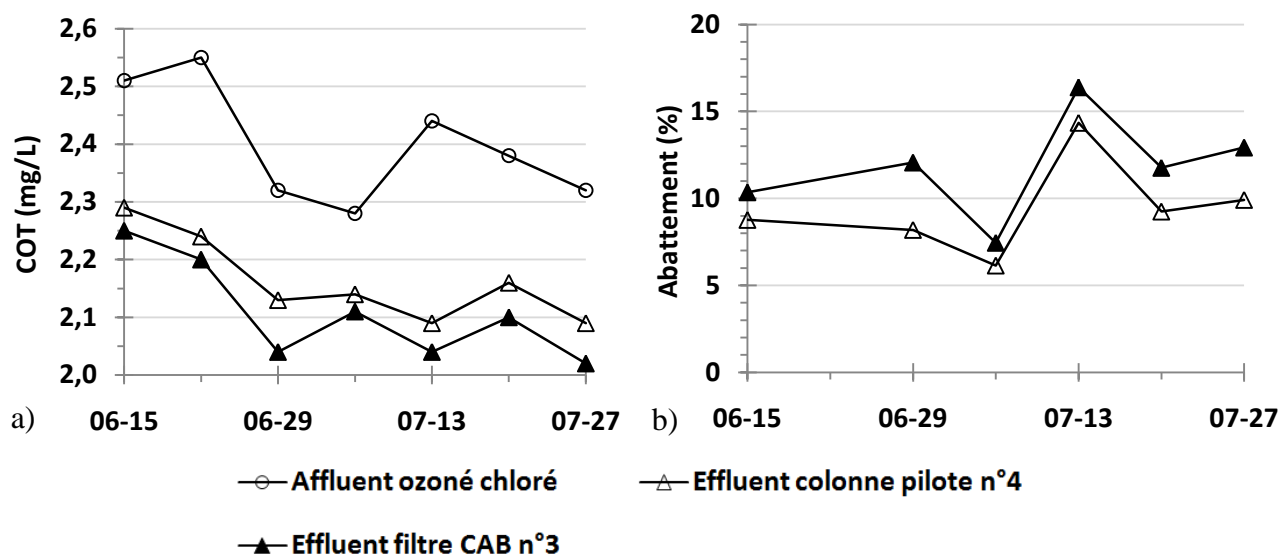


Figure 4.1 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COT pour le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et la colonne pilote n°4 entre le 15 juin et 27 juillet 2009

En ce qui concerne l'enlèvement du COT, le filtre n°3 de l'usine de Sainte-Rose semble plus efficace que la colonne pilote n°4 avec un enlèvement moyen de 12 % légèrement supérieur à la valeur de 9,4 % pour la colonne pilote (tableau 4.1). Cette différence peut probablement s'expliquer par la différence de TCFV qu'il y a entre la colonne pilote (11 min) et le filtre de l'usine (17,9 min).

Le comportement de la colonne et celui du filtre sont toutefois très similaires, ce qui était le principal objectif de la démonstration. Les mêmes variations sont en effet observées pour les deux effluents. L'écart entre les performances des enlèvements du filtre et de la colonne reste relativement constant au cours de la période de suivi (entre 0,03 et 0,09 mg/L) et les différences observées sont toujours inférieures à 5%.

Tableau 4.1 : Récapitulatif des résultats concernant le COT pour la colonne pilote n°4 et le filtre CAB de l'usine (N=7)

		Colonne pilote n°4	Filtre CAB n°3
COT (mg/L)	Min	2,09	2,02
	Max	2,29	2,25
	Moyenne	2,16	2,11
Abattement (%)	Min	6,1	7,5
	Max	14,3	16,4
	Moyenne	9,4	11,8

Le récapitulatif des concentrations de COT à l'effluent de la colonne pilote n°4 et à l'effluent du filtre CAB de l'usine est présenté au tableau 4.1. On constate une très faible différence de 2,4 % entre les deux abattements moyens.

Les résultats obtenus pour les deux effluents ont été testés à l'aide d'un test de *student* pairé afin de vérifier si les différences étaient statistiquement significatives. Une valeur de $p = 0,05$ a été retenu comme seuil de signification. La comparaison entre la colonne et le filtre donne un p égal à 0,00044. Il y a donc une différence significative entre l'effluent de la colonne et celui du filtre. Cette différence peut toutefois s'expliquer à cause de la différence de TCFV.

Les résultats des deux profils d'enlèvement réalisés le 13 et 27 juillet sont présentés à la Figure 4.2. Les comportements à l'intérieur de la colonne pilote et du filtre CAB peuvent donc être analysés en fonction du TCFV.

Lors des premiers prélèvements réalisés le 13 juillet (figure 4.2 a), la concentration en COT diminue lorsque le TCFV augmente autant pour la colonne pilote n°4 que pour le filtre CAB de l'usine. La figure 4.2 b montre la progression de l'abattement du COT en fonction du TCFV.

Lors de la deuxième campagne (figure 4.2 c), la tendance générale est la même, à savoir une diminution du COT au fur et à mesure que le TCFV. L'abattement est inférieur à celui du premier profil. L'abattement final du filtre est de 13% au lieu de 16,5% pour le premier profil. Les comportements du filtre CAB n°3 de l'usine et de la colonne pilote sont similaires pour les deux prélèvements.

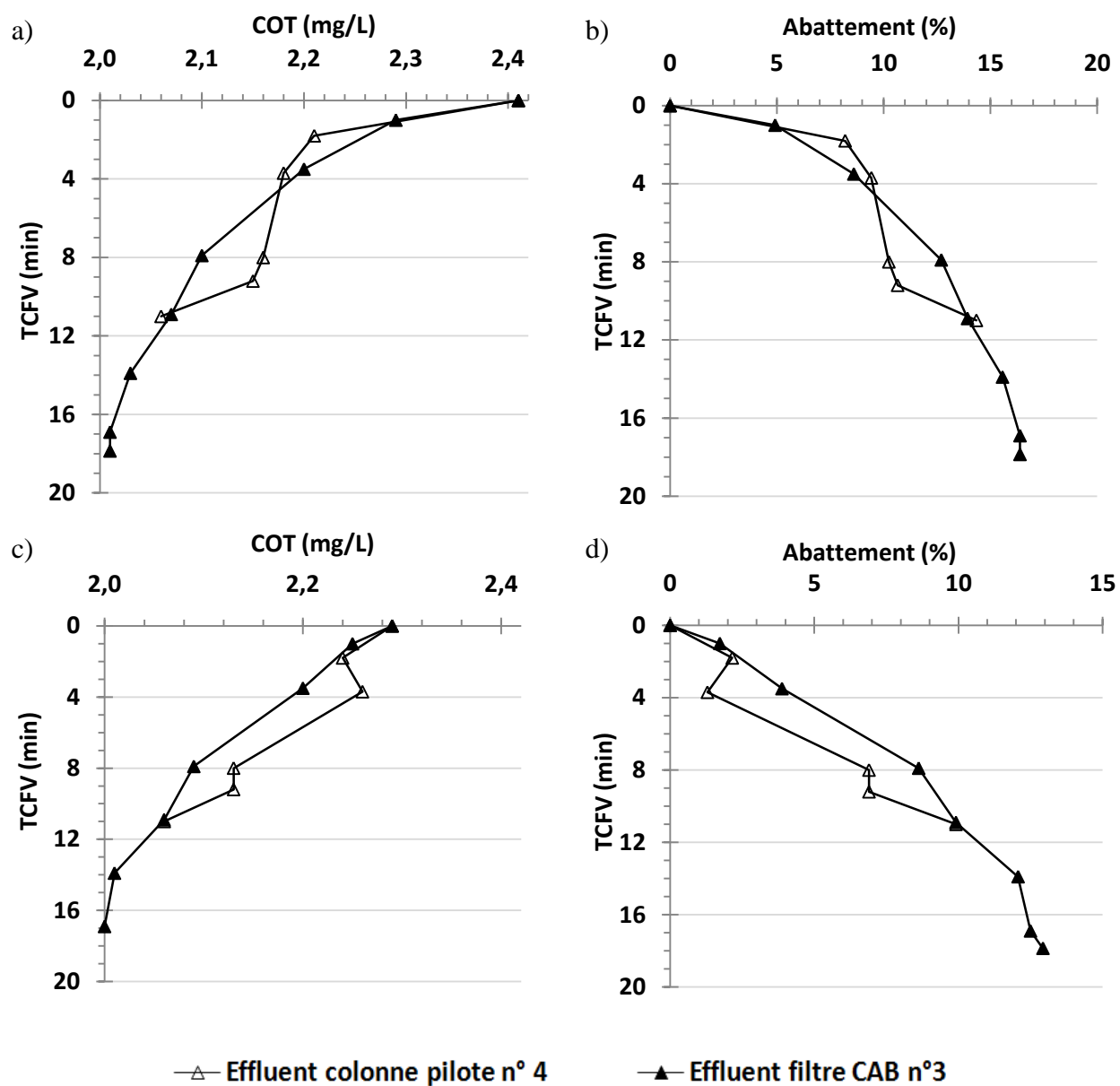


Figure 4.2 : Profils d'enlèvement du COT dans le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et de la colonne pilote n°4 du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)

4.1.2 Abattement du CODB

L'abattement du CODB a été suivi du 15 juin au 27 juillet. Les variations de concentrations en CODB de l'affluent de la colonne et du filtre de l'usine ainsi que leurs effluents respectifs sont présentés à la figure 4.3a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 4.3 b.

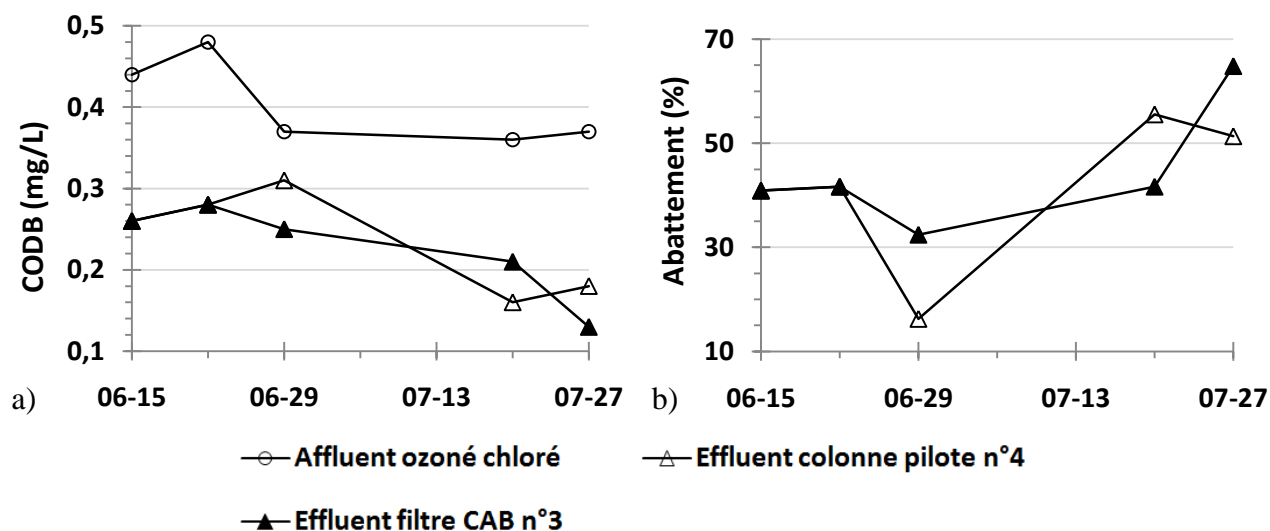


Figure 4.3 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de CODB pour le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et la colonne pilote n°4 entre le 15 juin et 27 juillet 2009

Le récapitulatif des concentrations de CODB à l'effluent de la colonne pilote n°4 et à l'effluent du filtre CAB de l'usine est présenté dans le Tableau 4.2. On constate une différence de 3,2 % entre les deux abattements moyens. Le test de p-student effectué sur ces données de CODB indique un $p=0,58$. Ce qui montre qu'il n'y a aucune différence significative entre la colonne n°4 et le filtre de l'usine malgré la différence de TCFV.

Tableau 4.2 : Récapitulatif des résultats concernant le CODB pour la colonne pilote n°4 et le filtre CAB de l'usine (N=5)

		Colonne pilote n°4	Filtre CAB n°3
CODB (mg/L)	Min	0,16	0,13
	Max	0,31	0,28
	Moyenne	0,24	0,23
Abattement (%)	Min	16	32
	Max	56	65
	Moyenne	41	44

4.1.3 Abattement du COR

Le carbone organique réfractaire (COR) correspond à la partie non-biodégradable du carbone organique total. Soit :

(4.1)

Le récapitulatif des concentrations de COR observées à l'affluent et aux effluents de la colonne et du filtre est présenté au tableau 4.3.

Tableau 4.3 : Récapitulatif des résultats concernant le COR
pour la colonne pilote n°4 et le filtre CAB de l'usine (N=5)

		Affluent	Colonne pilote n°4	Filtre CAB n°3
COR (mg/L)	Min	1,95	1,82	1,79
	Max	2,07	2,03	1,99
	Moyenne	2,01	1,94	1,90
Abattement (%)	Min	-	1	3
	Max		7	8
	Moyenne		3	6

On observe donc un très faible abattement de COR que ce soit pour la colonne ou pour le filtre. L'abattement toujours inférieur à 10% montre que ces filtres fonctionnent bien en mode biologique et que l'enlèvement du COT correspond à l'enlèvement de la partie biodégradable présente.

4.1.4 Abattement de l'azote ammoniacal

La concentration en azote ammoniacal de l'affluent ozoné chloré lors du suivi du 15 juin au 27 juillet était comprise entre 38 et 109 $\mu\text{g N/L}$ avec une moyenne de 63 $\mu\text{g N/L}$. La concentration en azote ammoniacal des deux effluents étant inférieure à la limite de détection de la méthode (5 $\mu\text{g N/L}$) seuls les résultats obtenus lors des deux profils réalisés le 13 et 27 juillet seront présentés (figure 4.4).

Lors des premiers prélèvements réalisés le 13 juillet (figure 4.4 a), la concentration en azote ammoniacal diminue lorsque le TCFV augmente autant pour la colonne pilote n°4 et que pour le

filtre CAB de l'usine. La concentration passe sous la limite de détection pour un TCFV supérieure à 8 min. La figure 4.4 b montre la progression de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du TCFV. Le comportement de la colonne pilote et celui du filtre de l'usine Sainte-Rose sont très similaires et un abattement de l'ordre de 100% est atteint pour un TCFV supérieur à 8 min.

Lors de la deuxième campagne (figure 4.4 c), une différence apparaît entre la colonne pilote et le filtre de l'usine. L'abattement de l'azote ammoniacal dans la colonne est plus important en fonction du TCFV. Cependant, l'abattement final est de l'ordre de 90% pour les deux effluents (figure 4.4 d). Un léger relargage d'azote ammoniacal est également observé à la sortie de la colonne et de celle du filtre. Un tel phénomène a également été fréquemment observé lors de l'étude de Bannier (2009), bien que son origine demeure à ce jour inexpliquée.

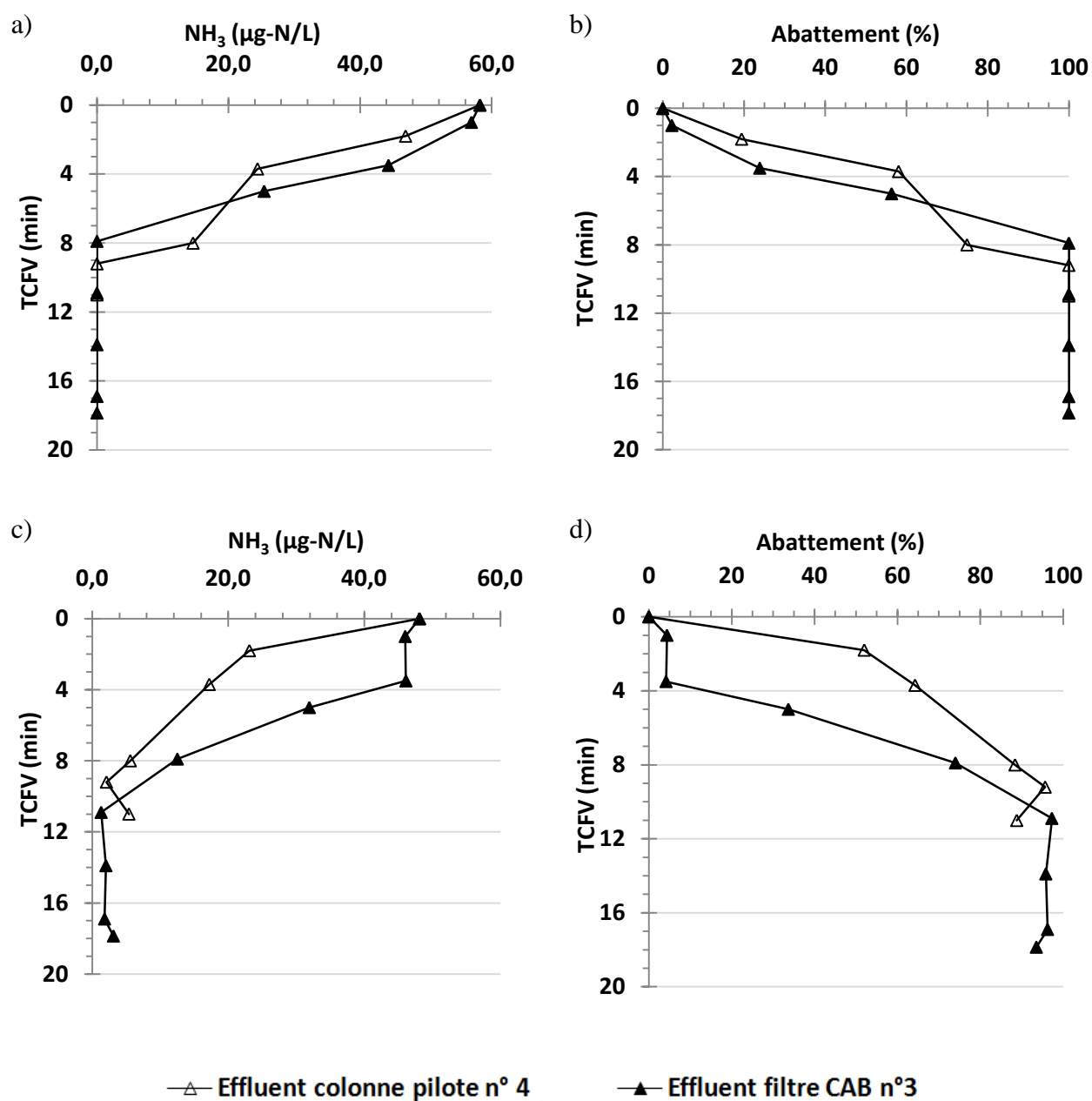


Figure 4.4 : Profils d'enlèvement d'azote ammoniacal dans le filtre CAB n°3 de l'usine de Sainte-Rose et de la colonne pilote n°4 du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)

4.1.5 Demande en chlore à moyen terme (24h)

Deux mesures de demande en chlore à moyen terme (24h) ont été effectuées le 6 et 20 juillet sur l’affluent, l’effluent du filtre CAB et l’effluent de la colonne pilote n°4. Les résultats sont présentés à la figure 4.5.

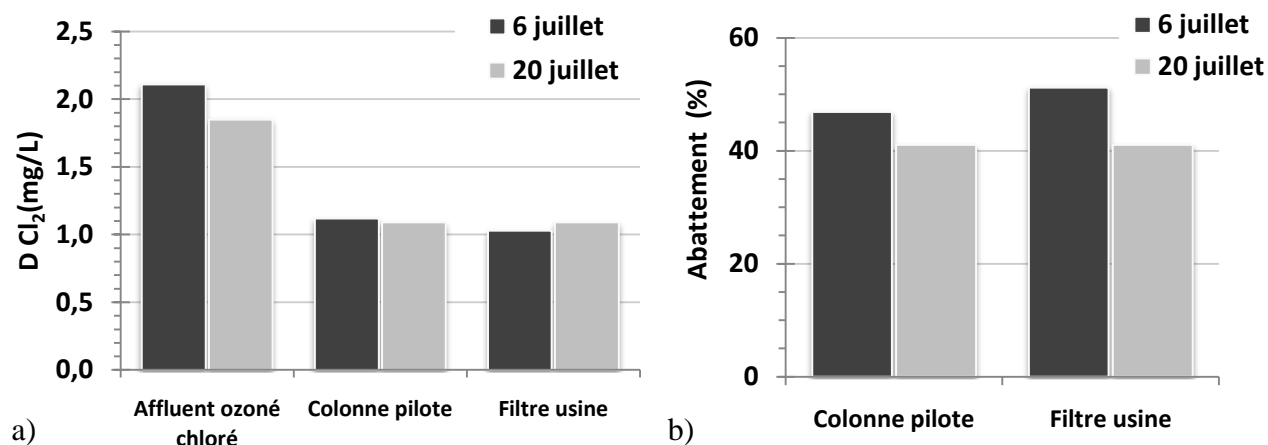


Figure 4.5 : Demande en chlore (24h) (a) et abatement de la demande en chlore (b) de la colonne pilote et du filtre de l’usine de Sainte-Rose des 6 et 20 juillet.

On observe des valeurs similaires pour les deux effluents de l’ordre de 1 mg/L même si la demande en chlore de l’affluent a varié entre le 6 et 20 juillet. La demande en chlore légèrement supérieur du 6 juillet pourrait être reliée en partie à la différence de concentration d’azote ammoniacal observée entre ces deux dates. La concentration en azote ammoniacal le 20 juillet a diminué d’environ 15 $\mu\text{g N/L}$ par rapport au 6 juillet. Les abattements de la colonne pilote et du filtre CAB sont très semblables (40-50%) que ce soit pour le 6 ou le 20 juillet (figure 4.5 b). L’abattement de la demande en chlore du 6 juillet est cependant supérieur à celui du 20 juillet.

4.1.6 Abatement des précurseurs de THM

Enfin, deux mesures de THM-CFU ont été effectuées le 6 et 20 juillet sur l'affluent, l'effluent du filtre CAB et l'effluent de la colonne pilote n°4. Les résultats sont présentés à la figure 4.6.

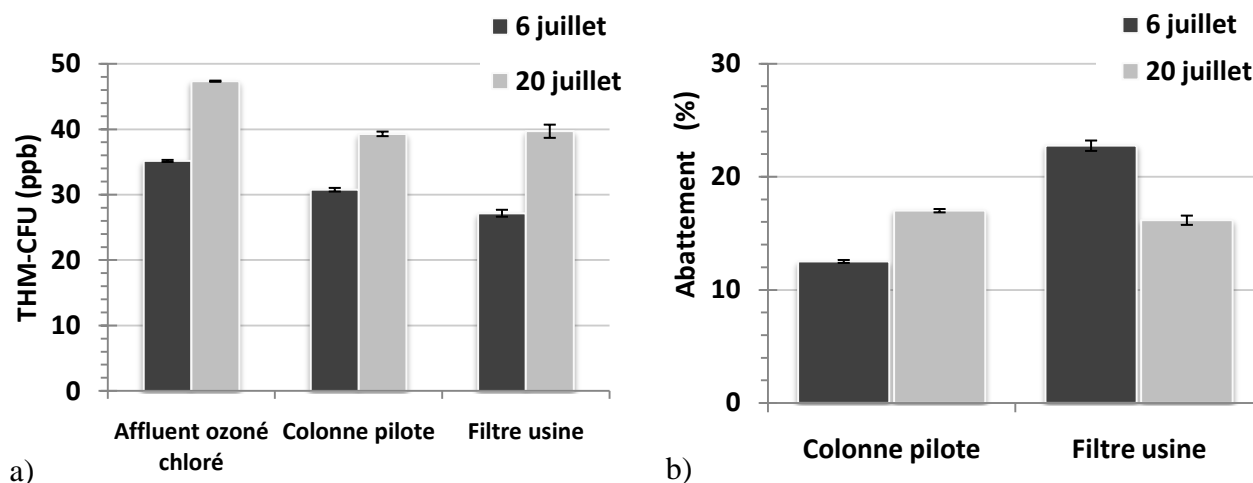


Figure 4.6 : Concentrations de THM-CFU (a) et abatement des THM-CFU (b) de la colonne pilote et du filtre de l'usine de Sainte-Rose des 6 et 20 juillet.

La concentration de THM-CFU est plus importante lors du prélèvement du 20 juillet. Les concentrations aux effluents sont du même ordre le 20 juillet contrairement au 6 juillet où l'effluent de la colonne pilote a une concentration plus importante en THM-CFU. Un abatement supérieur est donc observé pour le filtre usine le 6 juillet (23%) par rapport à celui de la colonne pilote (13%). Il est probable que cette différence soit à l'origine du meilleur enlèvement de COT observé à échelle usine en raison du plus long TCFV.

4.2 Synthèse des résultats

Pour récapituler les résultats obtenus, on peut conclure que :

- Le comportement de la colonne pilote et celui du filtre CAB de l'usine sont très similaires concernant l'abattement de COT. L'écart entre les performances des enlèvements du filtre et de la colonne reste relativement constant au cours de la période de suivi (entre 0,03 et 0,09 mg/L). L'abattement moyen du filtre de l'usine est toutefois légèrement supérieur à celui de la colonne. Cette différence peut probablement s'expliquer par la différence de TCFV qu'il y a entre la colonne pilote (11 min) et le filtre de l'usine (17,9 min).
- Les profils d'abattement de COT de la colonne et du filtre industriel sont très semblables.
- Il n'y a aucune différence significative entre la colonne et le filtre pour l'enlèvement de CODB.
- L'abattement final d'azote ammoniacal est de l'ordre de 100% pour la colonne et pour le filtre. Le premier profil d'abattement d'azote ammoniacal ne met en évidence aucune différence. Dans le deuxième profil, la colonne semble un peu plus efficace en surface, mais l'abattement final est le même.
- Les mesures de demande en chlore à moyen terme ne démontrent aucune différence de performance entre la colonne et le filtre industriel.
- Un abattement de THM-CFU légèrement supérieur est observé pour le filtre industriel. Le TCFV plus important pour ce filtre pourrait être responsable de ce résultat.

CHAPITRE 5 EFFETS DE LA PRÉCHLORATION SUR LES PERFORMANCES D'UN FILTRE BIOLOGIQUE

Dans ce chapitre, les résultats obtenus sur des colonnes contenant le même charbon âgé de 20 ans provenant d'un filtre industriel de l'usine de Sainte-Rose qui ont été alimentées avec deux affluents différents, l'un ozoné et l'autre ozonée et chlorée, seront présentés et comparés pour observer l'impact d'une préchloration sur la performance des filtres biologiques.

5.1 Évolution des performances pour une dose de 0,3 mg Cl₂/L à l'affluent

Dans un premier temps, du 15 juin au 27 juillet 2009, un suivi hebdomadaire a été effectué sur les deux colonnes n° 1 et 4. L'affluent de la colonne n°4 était l'eau ozonée et chlorée à une dose de 0,3 mg Cl₂/L de l'usine de Sainte-Rose. La température au cours de ce suivi était comprise entre 19,0 et 23,4 °C à l'eau brute avec une moyenne de 21,3 °C. Le chlore résiduel total à l'affluent était de 0,24 mg Cl₂/L en moyenne (N=5), compris entre 0,18 et 0,28 mg Cl₂/L.

5.1.1 Abattement du COT

L'abattement du COT a été suivi du 15 juin au 27 juillet. Les variations de concentrations en COT des affluents et des effluents des deux colonnes sont présentées à la Figure 5.1 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 5.1 b.

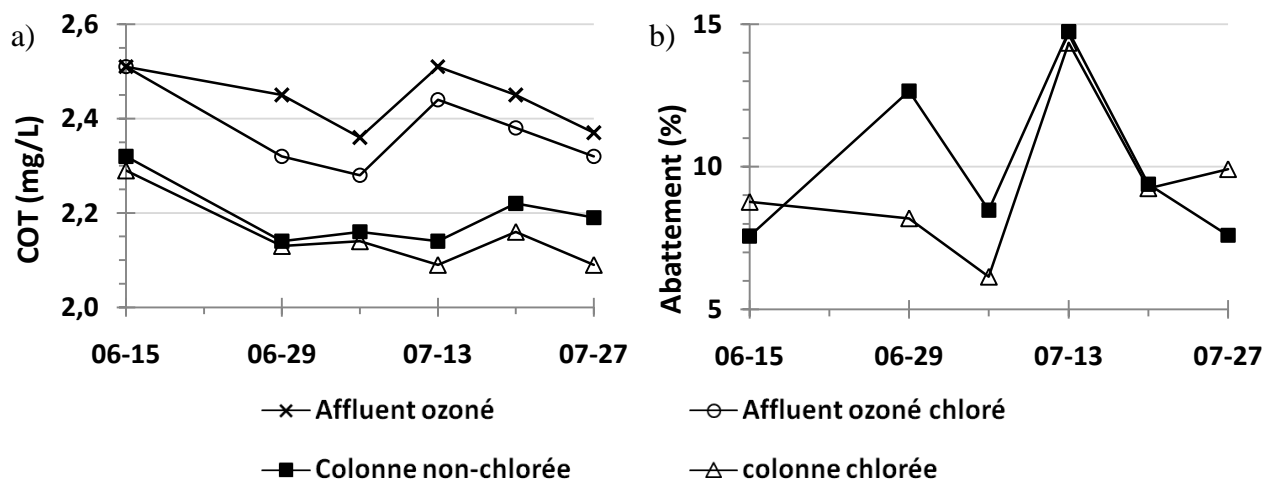


Figure 5.1 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COT des colonnes non-chlorée et chlorée entre le 15 juin et 27 juillet 2009

La concentration de l'affluent ozoné est légèrement supérieure à celle de l'affluent chloré avec une concentration moyenne de 2,44 mg/L contre 2,38 mg/L pour l'affluent chlorée. Comme les deux colonnes n'ont pas le même affluent, il est difficile de comparer les concentrations de leurs effluents respectifs, c'est pourquoi seuls les abattements seront commentés.

Les abattements de COT des deux colonnes sont semblables. La colonne non-chlorée a un abattement moyen très légèrement supérieur (tableau 5.1). Le récapitulatif des concentrations de COT et des abattements des effluents des deux colonnes est présenté au tableau 5.1. On constate une très faible différence de 0,7 % entre les deux abattements moyens.

Tableau 5.1 : Récapitulatif des résultats concernant le COT
pour les colonnes non-chlorée et chlorée (N=6)

		Colonne non-chlorée	Colonne chlorée
COT (mg/L)	Min	2,14	2,09
	Max	2,32	2,29
	Moyenne	2,20	2,16
Abattement (%)	Min	7,6	6,1
	Max	14,7	14,3
	Moyenne	10,1	9,4

Les résultats obtenus pour les deux effluents ont été testés à l'aide d'un test de *student* païré afin de vérifier si les différences étaient statistiquement significatives. Une valeur de $p = 0,05$ a été retenu comme seuil de signification. La comparaison entre les abattements des colonnes n°1 et 4 donne un p égal à 0,480. Il n'y a donc pas de différence significative entre les abattements de COT des deux colonnes.

Les résultats des deux profils d'enlèvement réalisés le 13 et 27 juillet sont présentés à la figure 5.2. Les comportements à l'intérieur des deux colonnes peuvent donc être analysés en fonction du temps de contact. Lors des premiers prélèvements réalisés le 13 juillet (figure 5.2 a), la concentration en COT diminue lorsque le TCFV augmente pour les deux colonnes. La Figure 5.2b montre la progression de l'abattement du COT en fonction du temps de contact. Dans les deux colonnes, on observe qu'il y a peu d'abattement de COT pour un TCFV compris entre 4 et 9 min. L'abattement final est le même (15 %) même si la colonne non-chlorée semble plus efficace au sommet de la colonne.

Lors de la deuxième campagne (figure 5.2 c), la tendance générale est la même, à savoir une diminution du COT au fur et à mesure que le TCFV augmente. Cependant l'enlèvement semble être un peu plus constant en fonction du TCFV et non situé uniquement dans la première partie des colonnes. L'abattement est inférieur à celui du premier profil avec un abattement maximum de 10 % pour la colonne chlorée. L'abattement final de la colonne non-chlorée est inférieur avec une valeur de 7,6%.

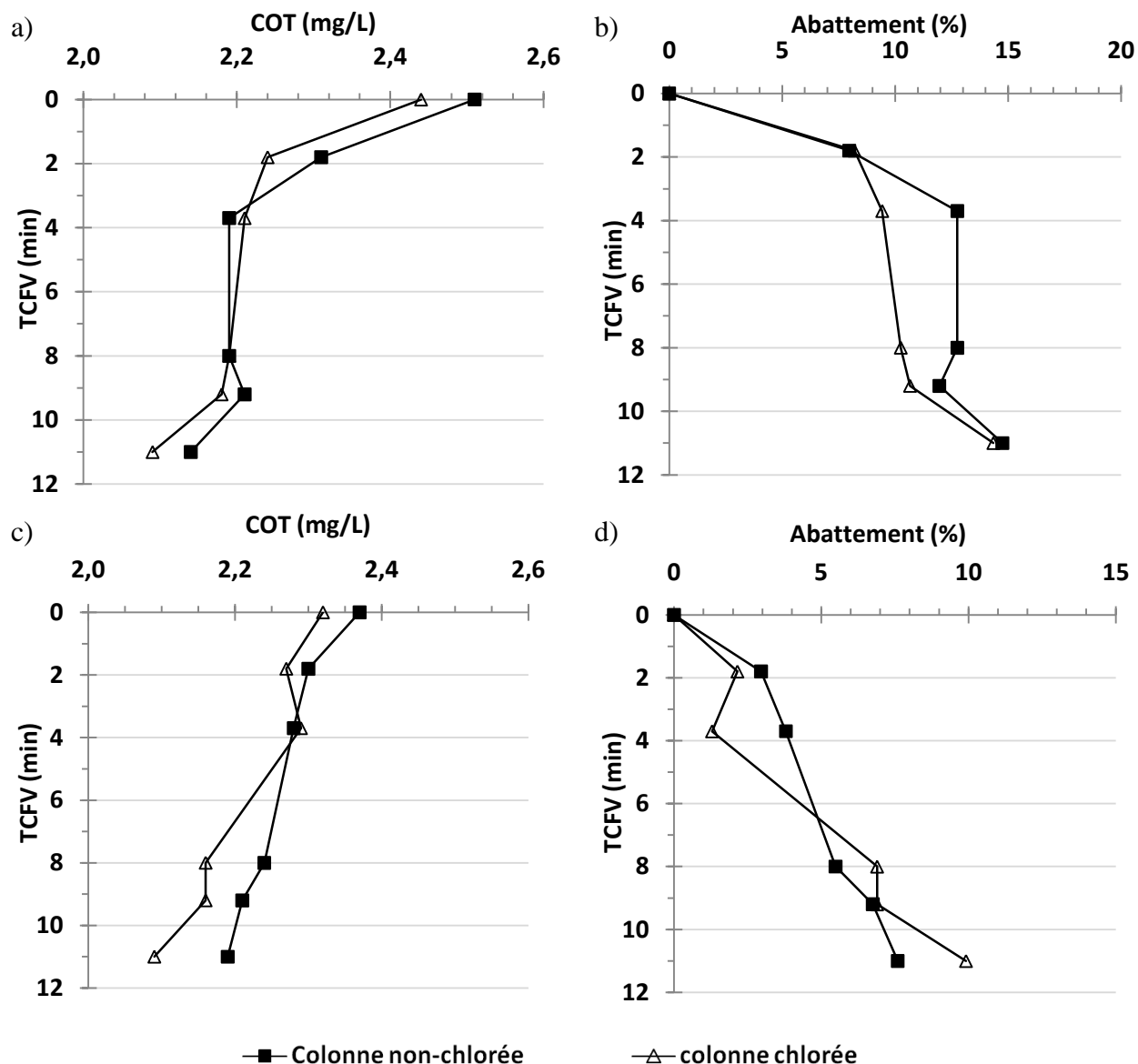


Figure 5.2 : Profils d'enlèvement et d'abattement du COT des colonnes non-chlorée et chlorée du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)

5.1.2 Abattement du CODB

L'abattement du CODB a été suivi du 15 juin au 27 juillet. Les variations de concentrations en CODB des affluents et des effluents des deux colonnes sont présentées à la figure 5.3 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 5.3 b.

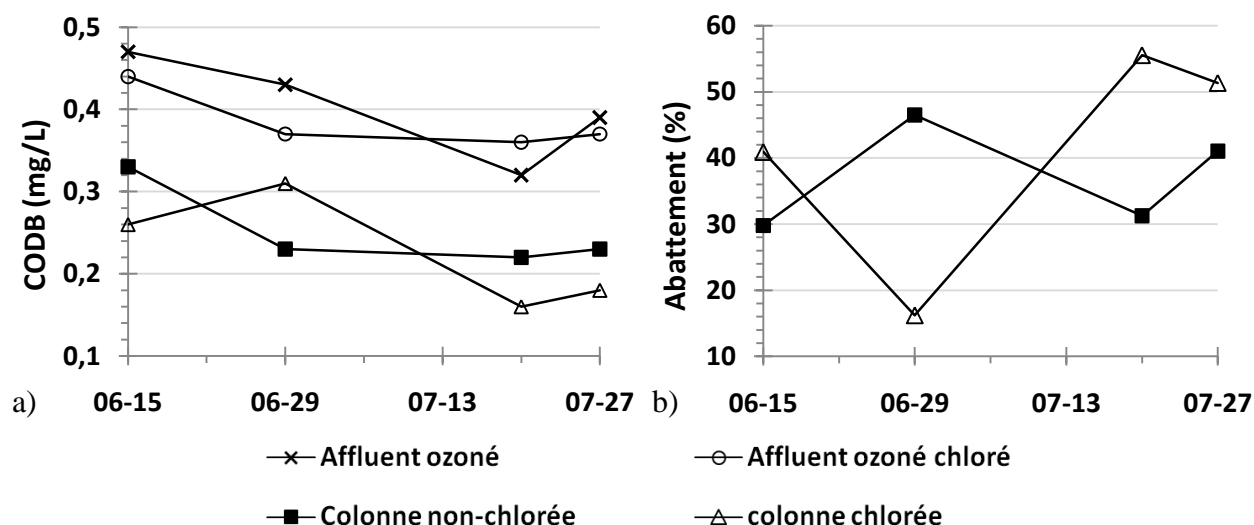


Figure 5.3 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de CODB des colonnes non-chlorée et chlorée entre le 15 juin et 27 juillet 2009

La colonne chlorée semble plus efficace sauf pour le prélèvement du 29 juin. Cependant, trop peu de données sont disponibles et cela ne permet pas d'apporter de conclusion sur ce paramètre.

5.1.1 Abattement du COR

Le récapitulatif des concentrations de COR observées aux affluents et aux effluents des deux colonnes est présenté au tableau 5.2.

Tableau 5.2 : Récapitulatif des résultats concernant le COR pour les colonnes non-chlorée et chlorée (N=4)

		Affluent non-chlorée	Colonne non-chlorée	Affluent chlorée	Colonne chlorée
COR (mg/L)	Min	1,98	1,82	1,95	1,82
	Max	2,13	2,03	2,02	2,03
	Moyenne	2,04	1,94	2,00	1,94
Abattement (%)	Min	-	1	-	1
	Max	-	6	-	7
	Moyenne	-	4	-	3

On observe un très faible abattement de COR. Le faible abattement toujours inférieur à 10% montre que ces filtres fonctionnent bien en mode biologique.

5.1.2 Abattement de l'azote ammoniacal

La concentration en azote ammoniacal de l'affluent ozoné lors du suivi du 15 juin au 27 juillet était comprise entre 46 et 111 $\mu\text{g N/L}$ avec une moyenne de 70 $\mu\text{g N/L}$, celle de l'affluent ozoné chloré était comprise entre 38 et 109 $\mu\text{g N/L}$ avec une moyenne de 63 $\mu\text{g N/L}$. La concentration en azote ammoniacal des deux effluents étant inférieure à la limite de détection de la méthode (5 $\mu\text{g N/L}$), seuls les résultats obtenus lors des deux profils réalisés le 13 et 27 juillet seront présentés (figure 5.4).

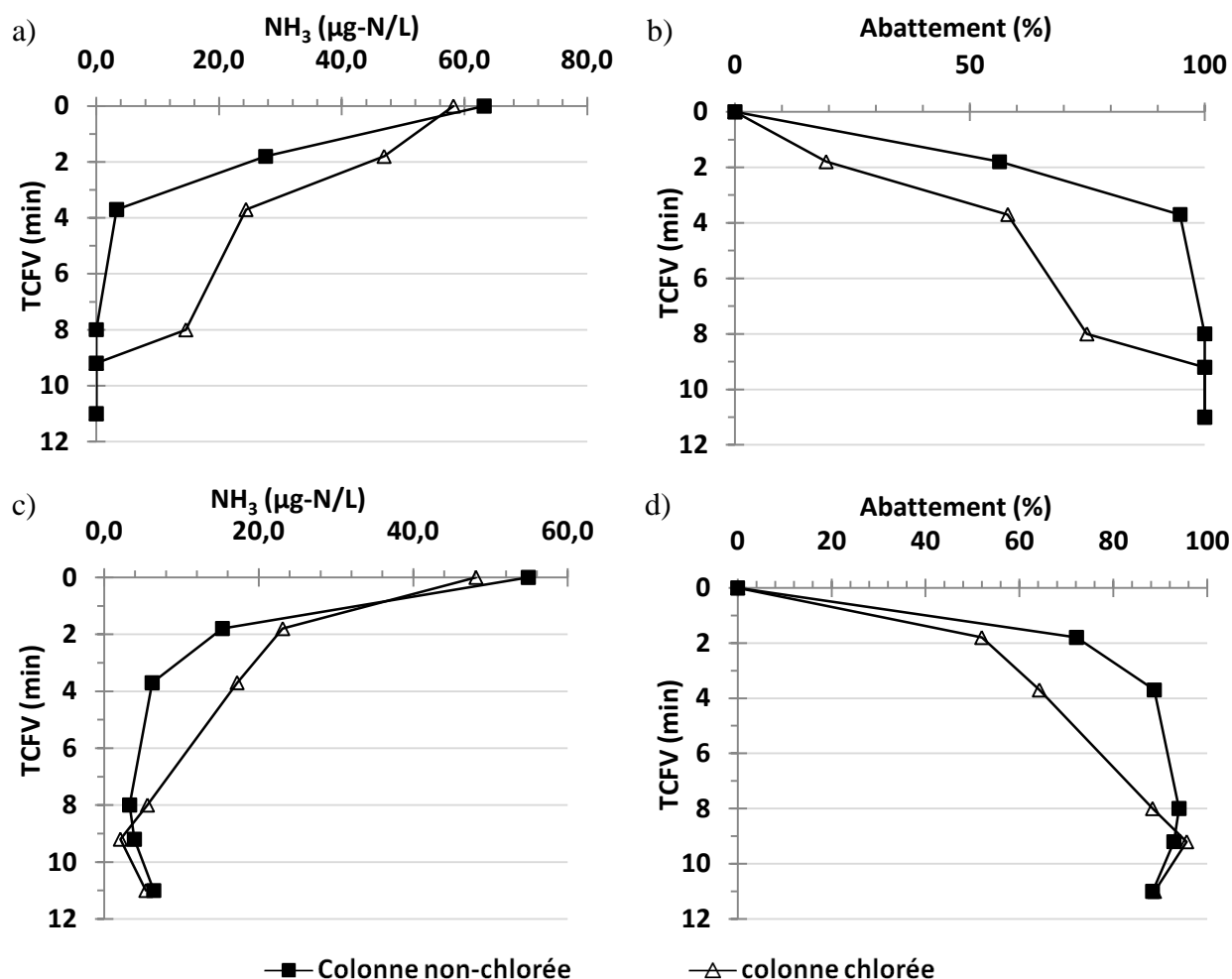


Figure 5.4 : Profils d'enlèvement et d'abattement de l'azote ammoniacal des colonnes non-chlorée et chlorée du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)

Lors des premiers prélèvements réalisés le 13 juillet (figure 5.4 a), la concentration en azote ammoniacal diminue lorsque le TCFV augmente pour les deux colonnes. La concentration passe sous la limite de détection pour un TCFV supérieur à 8 min. La figure 5.4 b montre la progression de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du TCFV. Ainsi, même si l'abattement final est de l'ordre de 100% pour les deux colonnes, la colonne chlorée est moins efficace à l'intérieur de la colonne. Ainsi pour un TCFV de 4 min, la colonne non-chlorée atteint un abattement de 95% alors que la colonne chlorée a un abattement de seulement 58%.

Lors de la deuxième campagne (figure 5.4 c), la même différence apparaît entre l'efficacité des deux colonnes. La colonne non-chlorée est plus efficace à des faibles profondeurs. L'abattement final est similaire pour les deux colonnes (figure 5.4 d) avec une valeur de l'ordre de 90%.

5.1.3 Abattement des précurseurs de THM

Enfin, deux mesures de THM-CFU ont été effectuées le 6 et 20 juillet sur les affluents et les effluents des deux colonnes. Les résultats sont présentés à la figure 5.5.

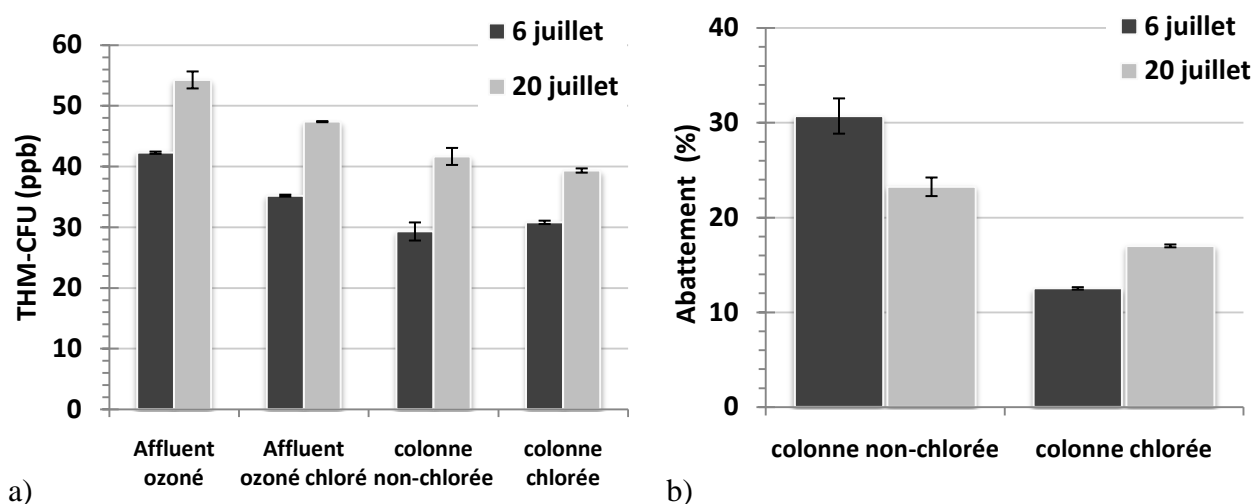


Figure 5.5 : Concentration (a) et abattement des THM-CFU (b) des colonnes non-chlorée et chlorée des 6 et 20 juillet.

La concentration de THM-CFU est plus importante lors du prélèvement du 20 juillet. Ce résultat est cohérent avec l'augmentation de 0,10 mg C/L de COT observée pour cette même date pour les deux affluents. Un abattement supérieur compris entre 23 et 31% est observé pour la colonne non-chlorée pour les deux prélèvements au lieu de 13 et 17% pour la colonne chlorée.

5.2 Évolution des performances avec une concentration de chlore totale croissante à l'affluent

5.2.1 Concentrations et formes de chlore

Du 21 septembre au 21 octobre 2009, un système de chloration a été mis en place en amont de la colonne n°4 pour pouvoir contrôler la concentration en chlore de l'affluent. Une dose de chlore suffisante pour obtenir une concentration croissante de chlore total (de 0,3 à 1,4 mg Cl_2/L) a été appliquée en amont de la colonne dans le but d'étudier l'impact de la concentration de chlore sur les performances du filtre biologique. Les concentrations résiduelles de chlore de l'affluent au cours du temps de l'expérience sont présentées à la figure 5.6. Cependant, les doses de chlore appliquées ne sont pas disponibles et la limite de détection de la méthode est de 10 $\mu\text{g Cl}_2/\text{L}$.

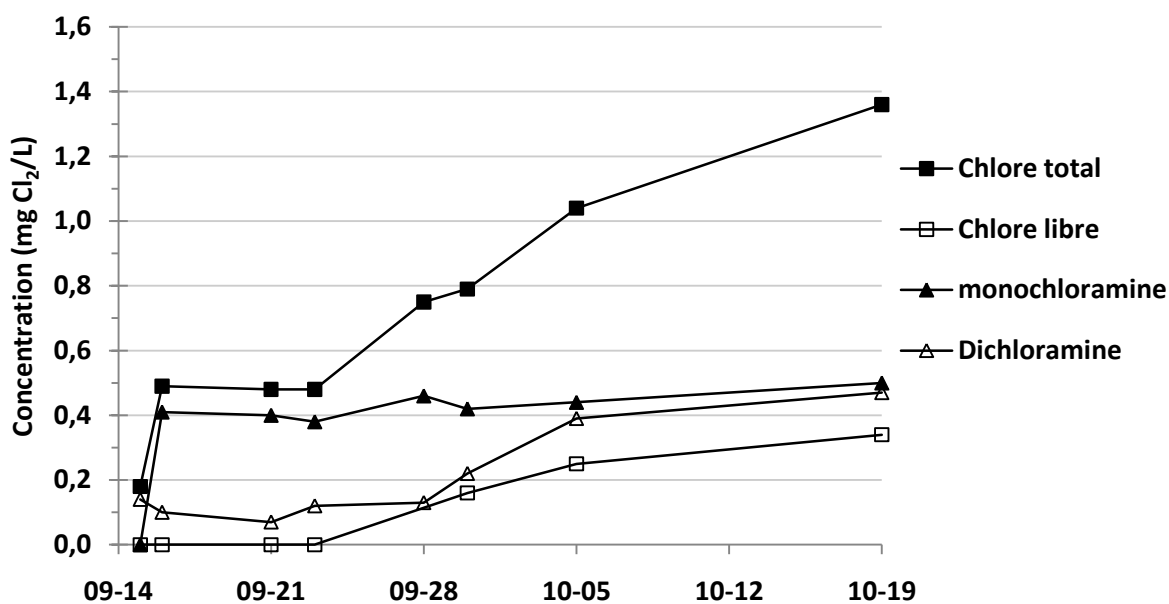


Figure 5.6 : Concentration de chlore résiduel dans les eaux alimentant la colonne °4

À cause de l'azote ammoniacal présent dans l'eau (90 $\mu\text{g N/L}$ en moyenne), le chlore était présent sous forme de monochloramine et dichloramine dans un premier temps, ce qui explique l'absence de chlore libre. C'est seulement après l'augmentation de la dose de chlore que du chlore libre apparaît à l'affluent de la colonne. On peut observer la présence simultanée de chloramines et de chlore libre pour une concentration de chlore total supérieure à 0,5 mg Cl_2/L . Cette coexistence de ces différentes formes de chlore s'explique par le fait que les mesures de

chlore et des chloramines étaient effectuées 1 à 2 min après l'injection de chlore et que l'équilibre des réactions entre l'azote et le chlore (cf. paragraphe 1.4.1.1) n'était pas atteint (White, 1999).

Des mesures de résiduel de chlore ont également été effectuées à l'intérieur de la colonne de filtration (figure 5.7). Aucun résiduel de chlore total n'a été détecté dans la colonne pour des concentrations résiduelles de chlore total à l'affluent inférieures à 0,5 mg Cl_2/L . Pour les concentrations supérieures, un résiduel de chlore total apparaît pour le premier point d'échantillonnage au sommet de la colonne (TCFV ~ 1 min).

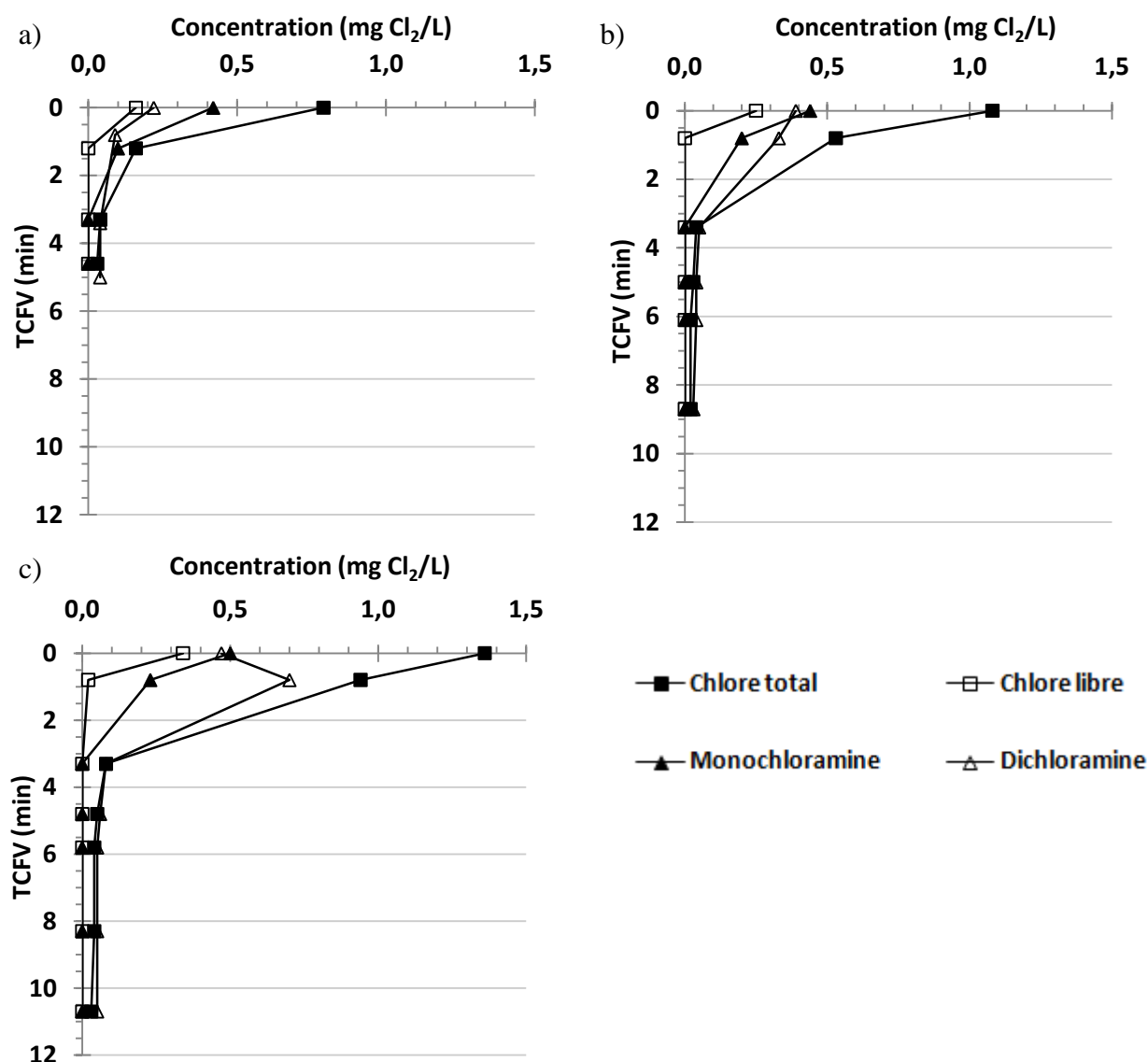


Figure 5.7 : Résiduel de chlore en fonction du TCFV
pour différentes concentrations de chlore à l'affluent a) 0,8 ppm b) 1,1 ppm c) 1,4 ppm

Pour des concentrations de chlore total supérieures à 0,8 mg Cl_2/L , la dichloramine est la seule forme de chlore présente pour un TCFV supérieur à 4 min. Pour un résiduel de chlore de 1,4 mg Cl_2/L à l’affluent, un résiduel de 0,03 mg Cl_2/L est observé tout au long de la colonne sous forme de dichloramine.

5.2.2 Abattement de COT

Les profils de concentration de COT effectués pour différentes concentrations résiduelles de chlore total à l’affluent sont présentés à la figure 5.8 a. Les abattements, exprimés en %, sont présentés à la figure 5.8 b.

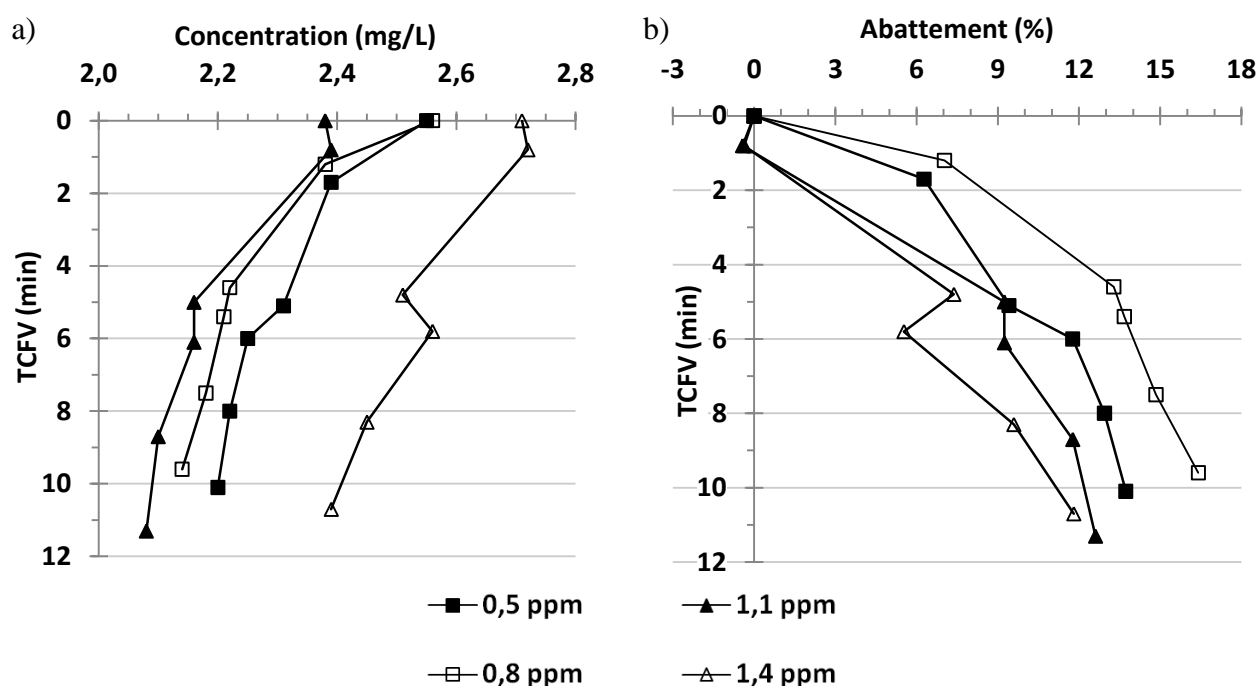


Figure 5.8 : Profils de concentration (a) et d’abattement de COT (b) pour différentes concentrations de chlore total à l’affluent

Les variations des concentrations de chlore se sont fait assez rapidement dans le temps dans le but d’avoir une qualité d’affluent relativement constante au cours de l’expérience. On peut toutefois remarquer que la concentration de COT à l’affluent a varié entre les différents profils. La comparaison des performances se fera donc principalement sur les abattements et non sur les concentrations, en considérant que les caractéristiques sont demeurées relativement stable durant la période d’étude.

L'abattement de COT augmente en fonction du TCFV pour toutes les concentrations de chlore total à l'affluent. La colonne semble être plus efficace avec une concentration de 0,8 ppm de chlore total à l'affluent, avec un abattement final de 16 %. Toutefois, si l'on compare les autres performances pour les autres concentrations, plus la concentration de chlore à l'affluent augmente, plus l'abattement diminue. La différence entre ces différents abattements (hormis celui de 0,8 ppm) est assez faible, inférieure à 2%.

5.2.3 Abattement de CODB

Les profils de concentration de CODB effectués pour différentes concentrations résiduelles de chlore total à l'affluent sont présentés à la figure 5.9 a. Les abattements, exprimés en %, sont présentés à la figure 5.9 b.

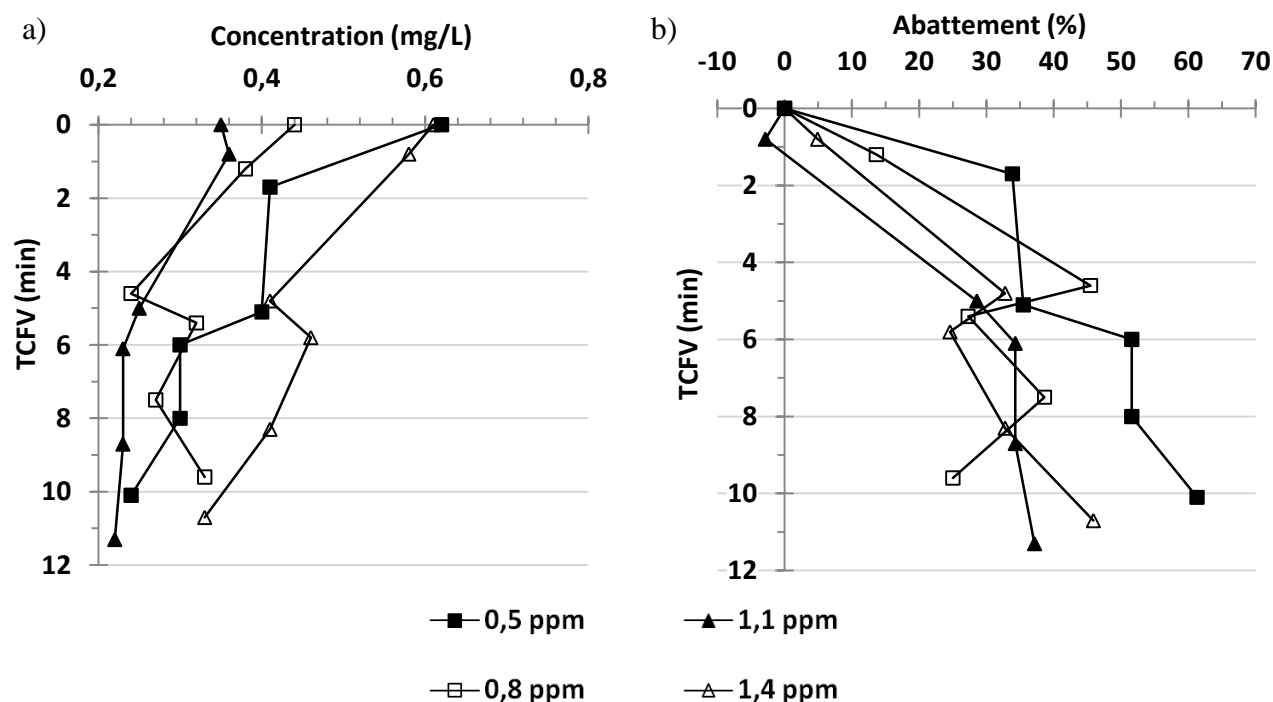


Figure 5.9 : Profils de concentration (a) et d'abattement de CODB (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent

Pas de tendances claires ne peuvent s'observer entre les différents profils. La colonne avec une concentration de 0,5 ppm à l'affluent est toutefois la plus efficace avec un abattement final de 61%. Les autres courbes sont difficilement interprétables.

5.2.4 Abattement de l'azote ammoniacal

Les profils de concentration d'azote ammoniacal effectués pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent sont présentés à la figure 5.10 a. Les abattements, exprimés en %, sont présentés à la figure 5.10 b.

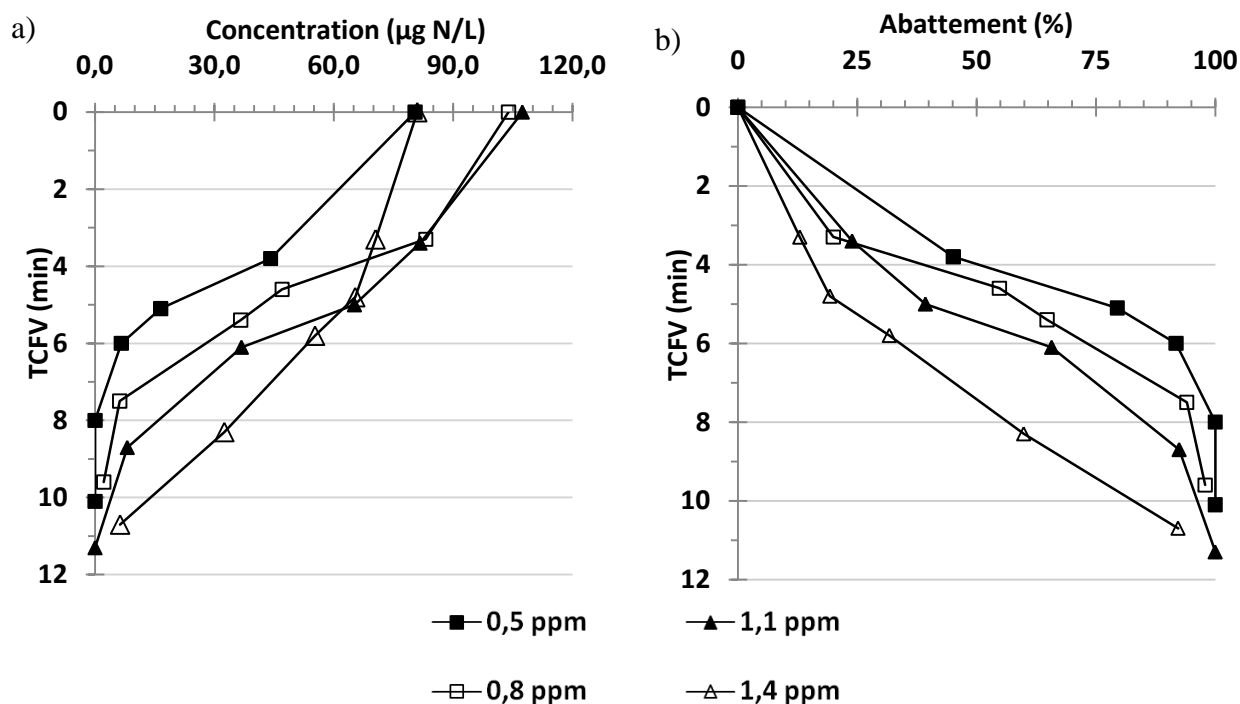


Figure 5.10 : Profils de concentration (a) et d'abattement d'azote ammoniacal (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent

Une tendance très nette se remarque concernant les abattements en fonction des différentes concentrations de chlore total de l'affluent. Plus la concentration de chlore total augmente, plus l'abattement d'azote ammoniacal diminue à l'intérieur de la colonne. Ainsi, pour un TCFV de 6 min, l'abattement est de 94% pour une concentration en chlore total de 0,5 ppm alors qu'il est de seulement de 32% lorsque la concentration de chlore total atteint 1,4 ppm. De plus, pour de faibles concentrations de chlore à l'affluent, l'enlèvement d'azote ammoniacal se fait plutôt en tête de colonne. Quand la concentration de chlore augmente, l'enlèvement devient plus régulier tout au long de la colonne. L'abattement final est toutefois supérieur à 90 % quelles que soient les concentrations de chlore total à l'affluent.

5.2.5 Abattement des précurseurs de THM

Des mesures de THM-CFU ont été effectuées à l’affluent et à la sortie de la colonne pour les différentes concentrations de chlore total à l’affluent. Les résultats sont présentés à la figure 5.11.

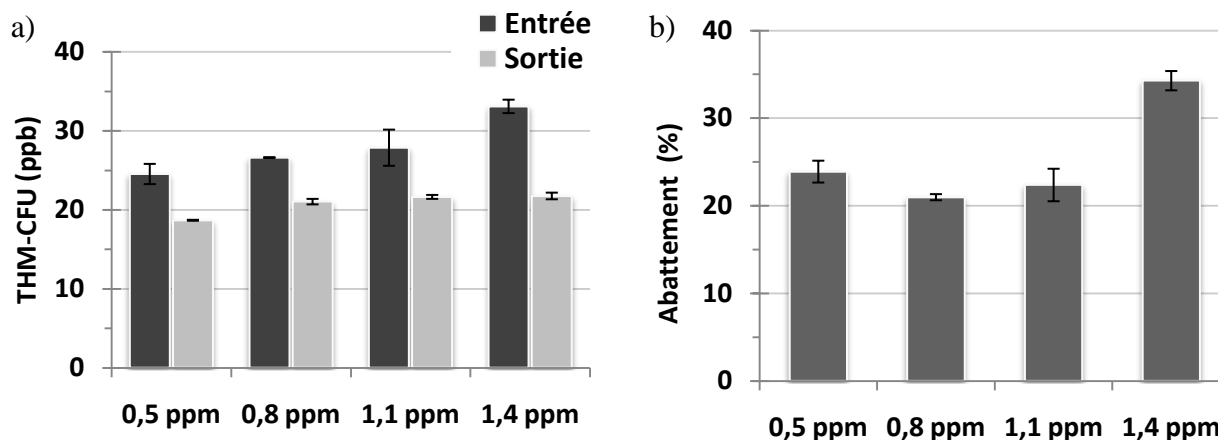


Figure 5.11 : Concentration (a) et abattement des THM-CFU (b) pour différentes concentrations de chlore total à l’affluent

Une augmentation des THM-CFU en fonction de la concentration croissante de chlore total apparaît à l’affluent. La concentration à la sortie de la colonne est plus stable, de l’ordre de 20 ppb. Un abattement similaire pour les trois premières concentrations de chlore total, compris entre 20 et 25 %, est observé. Un abattement de 34% est atteint pour l’affluent de concentration 1,4 ppm en chlore total. La plus grande valeur de THM-CFU observée pour la plus grande concentration de chlore résiduel semble cohérente avec les valeurs de COT observé précédemment où la plus grande concentration (2,7 mg C/L) avait été observée pour cette concentration de chlore. Le grand abattement de THM-CFU ne reproduit toutefois pas l’abattement de COT observé.

5.2.6 Abattement des nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-)

Des mesures de nitrites ont été effectuées à l’affluent et à la sortie de la colonne pour les différentes concentrations de chlore total à l’affluent. Les résultats sont présentés à la figure 5.12.

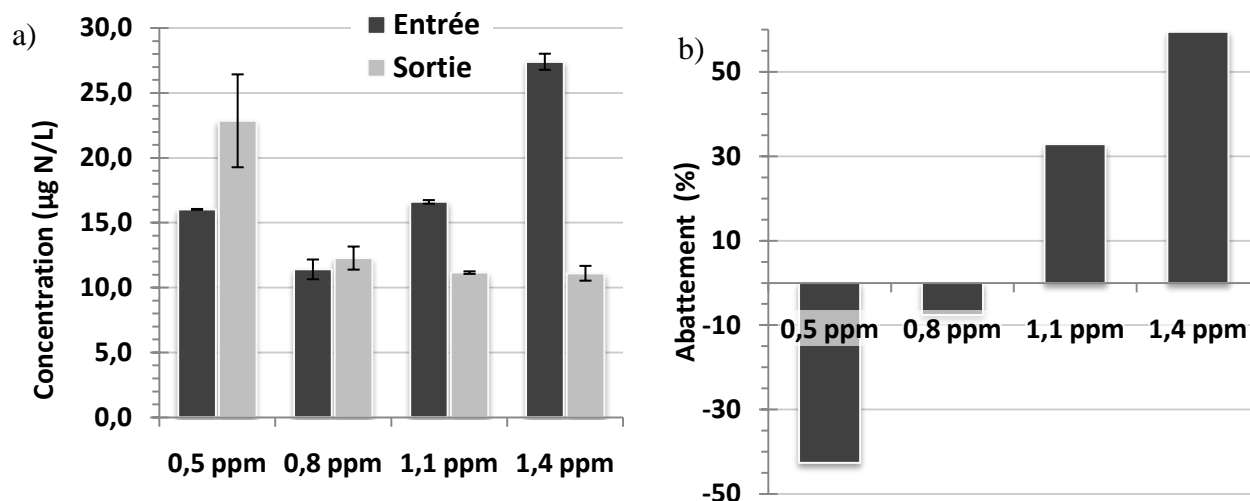


Figure 5.12 : Concentration (a) et abatement des nitrites (b) pour différentes concentrations de chlore total à l'affluent

La concentration des nitrites à l'affluent est assez variable, comprise entre 16 et 28 $\mu\text{g/L}$. L'abatement semble toutefois croissant en fonction de la concentration de chlore total à l'affluent. En effet, pour les deux plus faibles concentrations, l'abatement est négatif. Ensuite, celui-ci augmente pour les grandes concentrations de chlore total à l'affluent jusqu'à atteindre 59%. La concentration des nitrates à l'affluent augmente légèrement avec une concentration croissante de chlore résiduel à l'affluent, ce qui rejoint les résultats obtenus par Pressley et al (1972) qui ont observé une augmentation de la concentration de nitrates lors de l'augmentation du dosage de chlore pour un pH supérieur à 7.

Concernant les nitrates, la concentration des nitrates de l'effluent est dans tous les cas supérieure à celle de l'affluent. Le relargage de nitrates à l'effluent de la colonne est dû aux réactions de nitrification qui se produisent à l'intérieur des colonnes selon les réactions suivantes :

$$(5.1)$$

$$(5.2)$$

Un bilan d'azote a été effectué sur la colonne pour chaque concentration de chlore total à l'affluent. La moyenne des valeurs obtenues est présentée dans le tableau 5.3.

Tableau 5.3 : Bilan d'azote ($\mu\text{g/L}$) sur la colonne de filtration

	Entrée	Sortie
NH_3	93,2 (7,7 %)	2,1 (0,1 %)
NH_2Cl	87,3 (7,2 %)	0 (0,0%)
NHCl_2	58,2 (4,8 %)	0 (0,0 %)
NO_2^-	17,9 (1,5 %)	14,3 (0,9 %)
NO_3^-	953,6 (78,8 %)	1429,9 (99 %)
total	1210,2 (100 %)	1446,3 (100%)
N_{org}	N. A.	N. A.
$\text{N}_{2(\text{g})}$	N. A.	N. A.

La concentration d'azote à l'effluent est supérieure de 236 $\mu\text{g N/L}$ à celle de l'affluent. Un relargage d'azote est donc mis en évidence. Ce bilan n'est toutefois pas complet car aucune mesure d'azote organique n'a été effectuée. Une transformation d'une partie de l'azote organique de l'affluent en nitrates par le biofilm présent dans la colonne pourrait expliquer une partie de ce résultat.

5.3 Biomasse fixée

Le charbon de la colonne a été analysé à chaque concentration de chlore total à l'affluent pour quantifier la biomasse existante à la surface des grains. Les prélèvements de charbons étaient effectués à trois profondeurs (17, 40 et 62 cm) qui correspondaient à des TCFV de 1,5, 4,5 et 8,0 min.

5.3.1 Biomasse hétérotrophe

La mesure de la population moyenne de bactéries hétérotrophes, a été faite à l'aide de la respirométrie en ajoutant un gramme de chaque charbon dans 600 mL d'eau du robinet déchlorée à laquelle 500 mg C/L d'extrait de levures avait été ajoutée. Les consommations d' O_2 après 5 heures ont été normalisées en termes d'oxygène consommé par heure et par gramme de charbon et sont présentés à la figure 5.13.

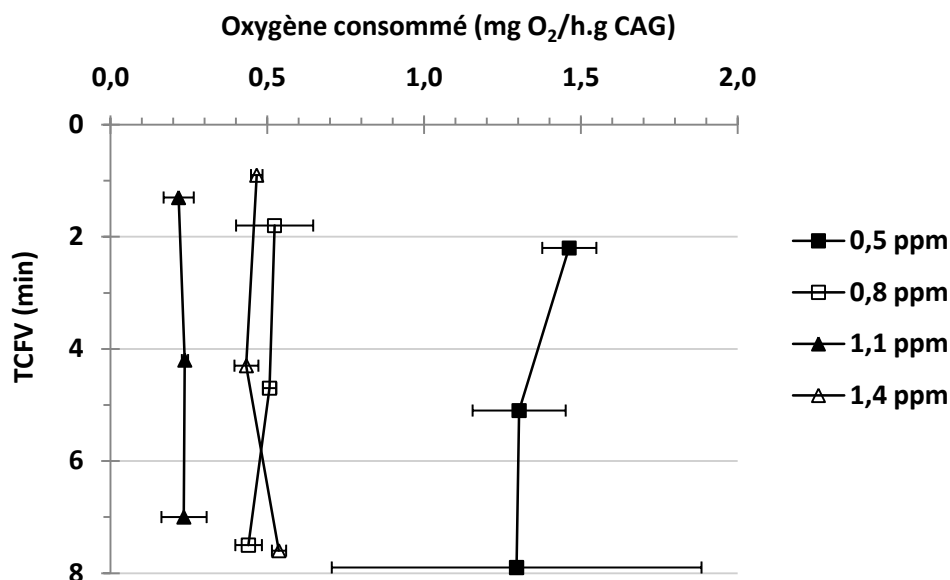


Figure 5.13 : Résultats de respirométrie des charbons à l'intérieur de la colonne CAB pour les différents résiduel de chlore total à l'affluent

On observe sur cette figure deux tendances. Le CAG alimenté avec une concentration de 0,5 mg Cl₂/L présente une respirométrie plus élevée, de l'ordre de 1,0-1,5 mg O₂/h.g CAG. C'est également pour cette valeur de chlore que l'enlèvement de CODB était le plus important. Lorsque la concentration de chlore total augmente à 0,8-1,4 mg Cl₂/L, la respiration diminue à 0,2-0,5 mg O₂/h.g CAG. De plus, on remarque que les respirations sont similaires sur l'ensemble de la profondeur de la colonne lorsque la concentration de chlore total excède 0,8 mg Cl₂/L alors que la respiration semble légèrement plus élevée en surface lorsque la concentration de chlore est de 0,5 mg Cl₂/L. Cette baisse de respirométrie pour les concentrations de chlore total résiduel supérieures à 0,8 mg Cl₂/L pourrait être expliquée par la présence de résiduel de chlore libre à l'affluent de la colonne observée pour de telles concentrations.

5.3.2 Biomasse nitrifiante

La colonisation du charbon de la colonne a été mesurée à l'aide de la méthode de Kihn et al. (2000). Les résultats obtenus pour les différentes concentrations de chlore total à l'affluent sont présentés à la figure 5.14.

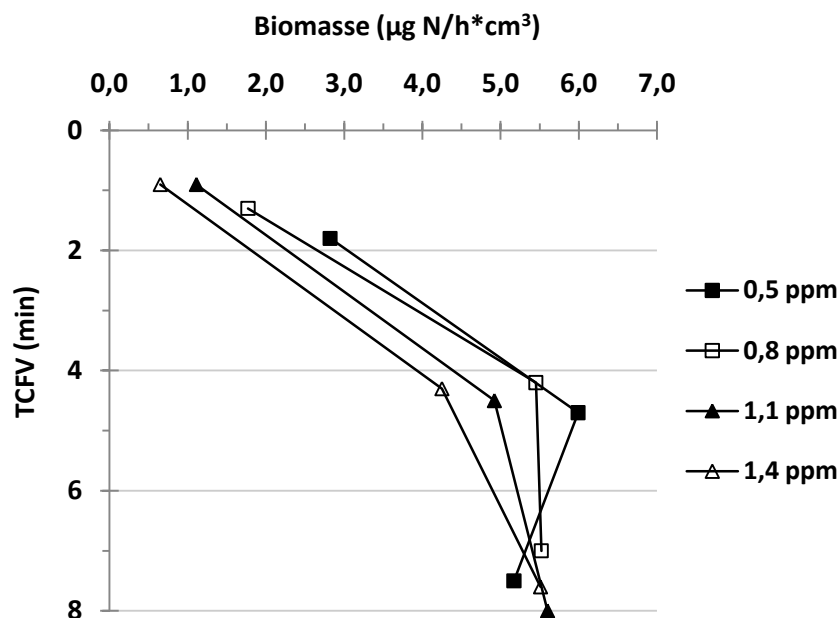


Figure 5.14 : Concentration de la biomasse nitrifiante à l'intérieur de la colonne CAB pour les différents résiduel de chlore total à l'affluent

La biomasse nitrifiante se situe plutôt en profondeur de la colonne de filtration. La densité de biomasse diminue à la surface, pour un TCFV compris entre 1 et 2 min, lorsque la concentration de chlore total à l'affluent augmente, passant de 2,8 à 0,7 $\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$. Pour un TCFV compris entre 4 et 5 min, la même tendance apparaît. La quantité de biomasse à cette profondeur est supérieure à celle de la biomasse située en surface pour tous les types d'affluents. Aucune différence n'apparaît pour un TCFV compris en 7 et 8 min. La concentration de biomasse nitrifiante, comprise entre 5,2 et 5,6 $\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$, est similaire pour chaque essai. L'impact de la chloration semble donc se faire sentir plus en surface ce qui apparaît cohérent avec les mesures de chlore total effectuées au sein de la colonne qui démontrait la présence d'un résiduel de chlore total en surface (TCFV ~1 min) sous forme de chloramines.

5.4 Synthèse des résultats :

Pour récapituler les résultats obtenus en comparant une colonne avec un affluent non-chloré, et une avec un affluent chloré à 0,3 mg Cl₂/L, on peut conclure que :

- L'abattement moyen de COT est similaire pour les deux colonnes de l'ordre de 10 % et aucune différence significative n'est mise en évidence.
- Les profils d'abattement de COT effectués sur les deux colonnes ne mettent en évidence aucune différence de performances.
- Le manque de données concernant le CODB ne permet pas d'apporter de conclusion sur la comparaison des performances des deux colonnes.
- Les deux colonnes ont un abattement final d'azote ammoniacal supérieur à 90%. La colonne chlorée est cependant moins efficace à l'intérieur de la colonne.
- La colonne non-chlorée est cependant plus efficace dans l'enlèvement des THM.

Pour le suivi de la colonne n°4 avec un affluent contenant des concentrations croissantes de chlore total, on peut récapituler les résultats suivants :

- Pour des concentrations de chlore total inférieur ou égal à 0,5 mg Cl₂/L, le chlore résiduel est sous forme de mono et dichloramine. En augmentant la concentration de chlore résiduel au-delà de cette valeur, du chlore libre est présent.
- Pour des concentrations supérieures à 0,5 mg Cl₂/L à l'affluent, un résiduel de chlore total apparaît pour le premier point d'échantillonnage (TCFV ~1 min). Dans le reste de la colonne, des concentrations inférieurs à 0,08 mg Cl₂/L sont observées et seule de la dichloramine est mesurée au delà de la limite de détection.
- L'abattement de COT augmente en fonction du TCFV pour toutes les concentrations de chlore total à l'affluent. Pour la plupart des analyses, plus la concentration de chlore à l'affluent augmente, plus l'abattement diminue, mais la différence entre les différents abattements reste assez faible.

- Les résultats concernant le CODB sont difficilement interprétables. La colonne avec la plus faible concentration de chlore total est toutefois la plus performante.
- Une tendance très nette se remarque concernant les abattements d'azote ammoniacal. Plus la concentration de chlore total à l'affluent augmente, plus l'abattement d'azote ammoniacal diminue à l'intérieur de la colonne.
- L'abattement des nitrites est croissant en fonction de la concentration de chlore total à l'affluent, avec un abattement négatif pour les plus faibles concentrations. Un relargage de nitrates est observé quelque soit la concentration de chlore à l'affluent.
- Concernant la biomasse fixée à la surface des charbons, la biomasse hétérotrophe moyenne dans la colonne a tendance à diminuer lors de l'augmentation de la concentration de chlore. La quantité de biomasse hétérotrophe est semblable aux différentes profondeurs analysées.
- La biomasse nitrifiante est située dans la partie inférieure de la colonne. La concentration de biomasse nitrifiante diminue dans la surface lors d'une augmentation de la concentration de chlore. La biomasse située à un TCFV de l'ordre de 8 min ne semble pas affectée par la variation de la quantité de chlore dans l'affluent.

CHAPITRE 6 EFFETS DE LA DURÉE D'UTILISATION DU CAB SUR LES PERFORMANCES DU FILTRE

Dans ce chapitre, les résultats obtenus sur les colonnes n°1, 2 et 3, dont le média filtrant est âgé respectivement de 20, 15 et 1 ans sont présentés et comparés pour observer un éventuel impact de l'âge du charbon actif sur les performances des filtres biologiques.

6.1 Caractéristiques de la surface des charbons actifs

Des échantillons de charbons provenant des trois colonnes ont été observés à l'aide d'un microscope à balayage électronique le 12 février 2010. Les photos présentées dans ce chapitre sont les plus représentatives de l'état moyen de la surface des différents charbons observés.

Le charbon provenant de la colonne n°3 (âgé de 1 an) avait l'air en meilleur état que les deux autres charbons. Les pores étaient assez nombreux et très visibles (figure 6.1). Ils étaient très faciles à repérer lors de l'observation avec le microscope.

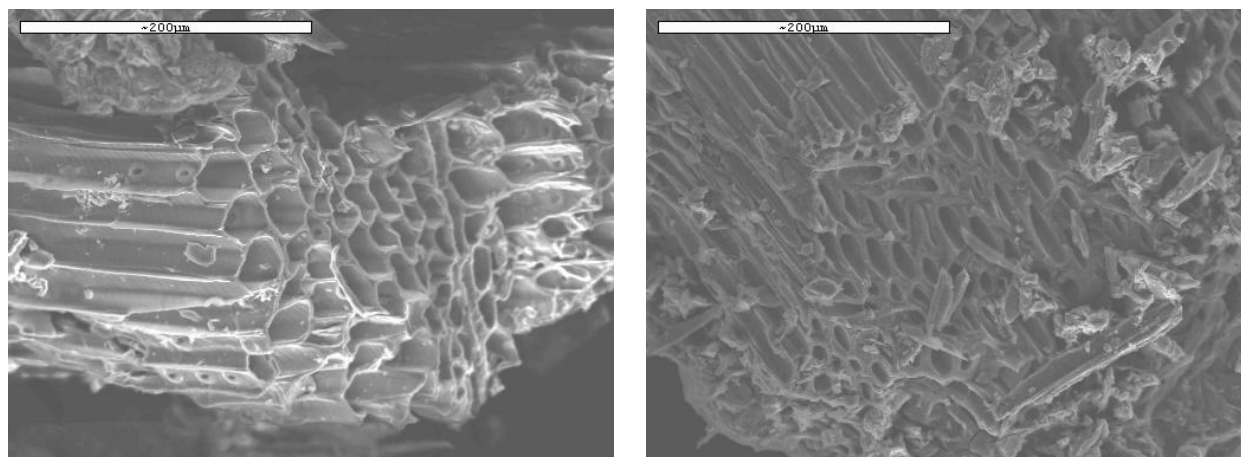


Figure 6.1 : Photos de la surface du CAG âgé de 1 an

Le charbon provenant de la colonne n°2 (âgé de 15 ans) présentait également des pores visibles mais ceux-ci semblaient moins nombreux et plus remplis voir bouchés pour certains (figure 6.2). La surface des grains de charbon apparaissait légèrement plus lisse que le charbon âgé de seulement 1 an.

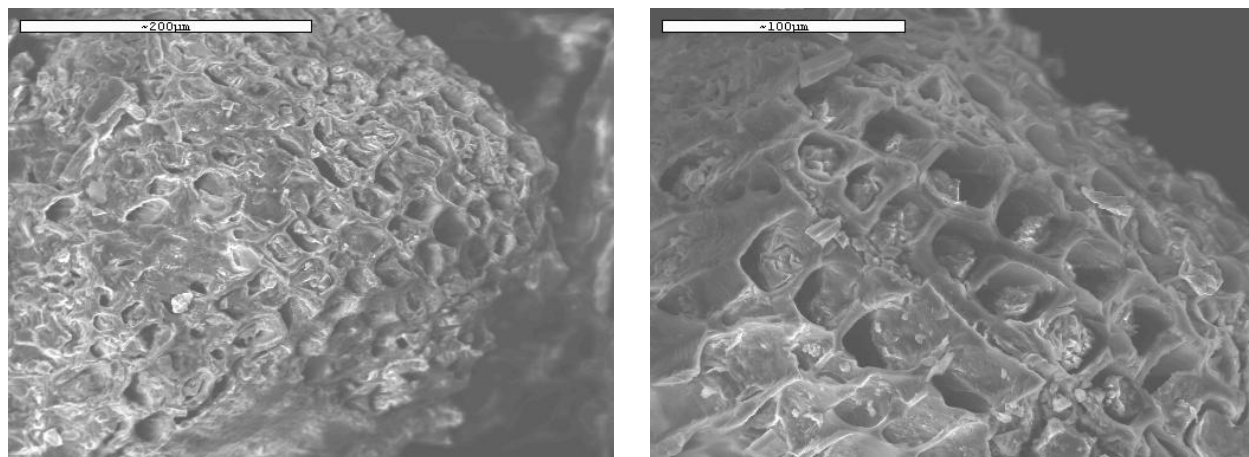


Figure 6.2 : Photos de la surface du CAG âgé de 15 ans

Le charbon provenant de la colonne n°1 âgé de 20 ans paraissait être le plus abîmé des trois types de charbons (figure 6.3). La surface des grains de charbon était très lisse dans l'ensemble et les grains de charbons avaient une forme plus sphérique que les précédents. Les pores bien visibles étaient très peu nombreux et assez difficiles à observer. La plupart des pores étaient bouchés.

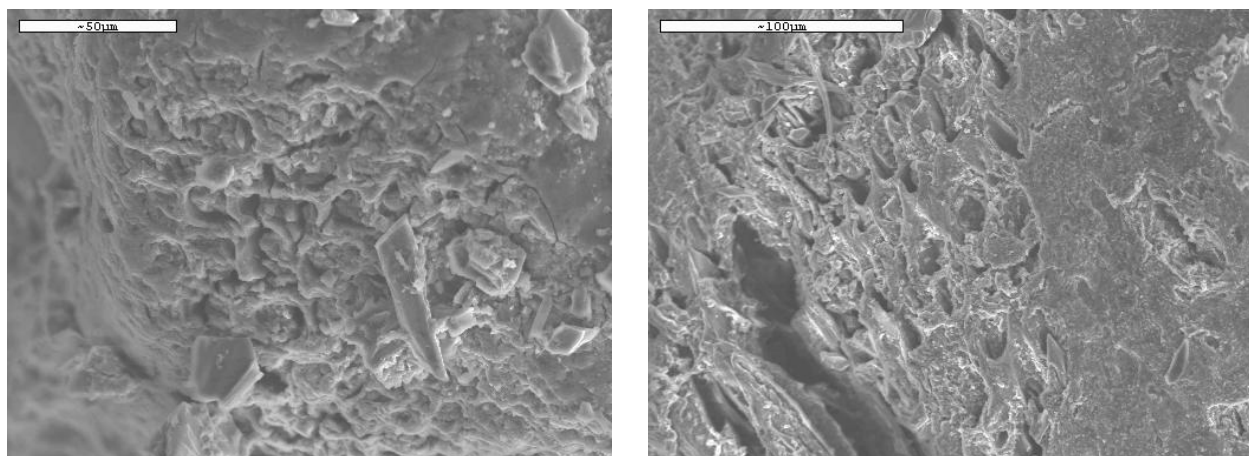


Figure 6.3 : Photos de la surface du CAG âgé de 20 ans

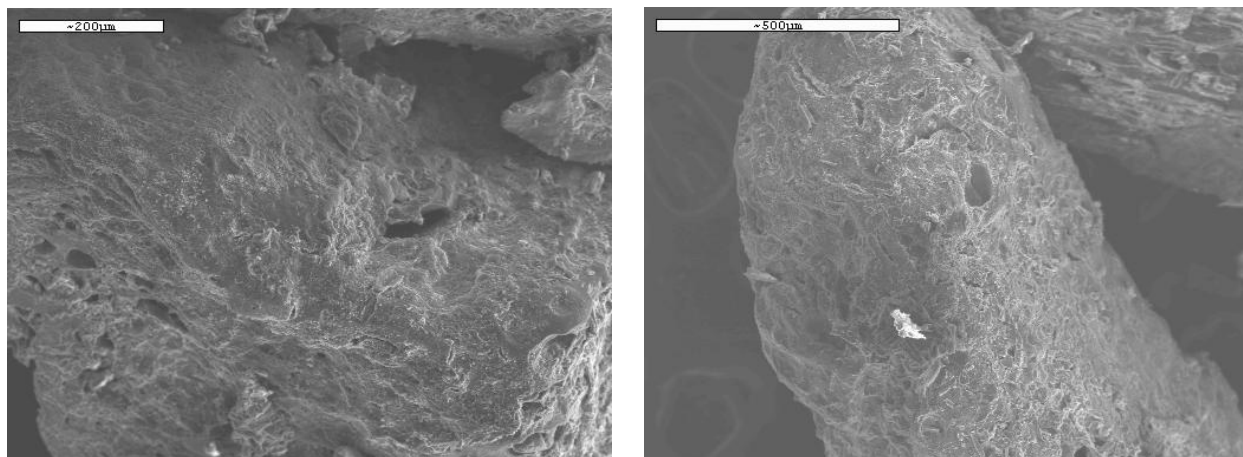


Figure 6.3 (suite) : Photos de la surface du CAG âgé de 20 ans

6.2 Suivi de la performance des filtres

Les mêmes paramètres, cités dans les chapitres précédents, ont été suivis hebdomadairement pendant les mois de juin et juillet 2009. Les résultats sont présentés dans les sections suivantes.

La température au cours de ce suivi était comprise entre 19,0 et 23,4 °C à l'eau brute avec une moyenne de 21,3 °C. Des mesures d'absorbance UV_{254} ont été effectuées au cours de ce suivi, les valeurs ne seront cependant pas présentées car aucune différence significative n'a été observée entre l'affluent ozoné, et les effluents des trois colonnes. Les valeurs étaient comprises entre 0,017 et 0,027 cm^{-1} .

6.2.1 Abattement du COT

6.2.1.1 Suivi hebdomadaire

L'abattement du COT a été suivi du 15 juin au 27 juillet. Les variations de concentrations en COT de l'affluent ozoné et des effluents des trois colonnes sont présentées à la figure 6.4 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 6.4 b. Les valeurs moyennes (min/max) sont synthétisées au tableau 6.1.

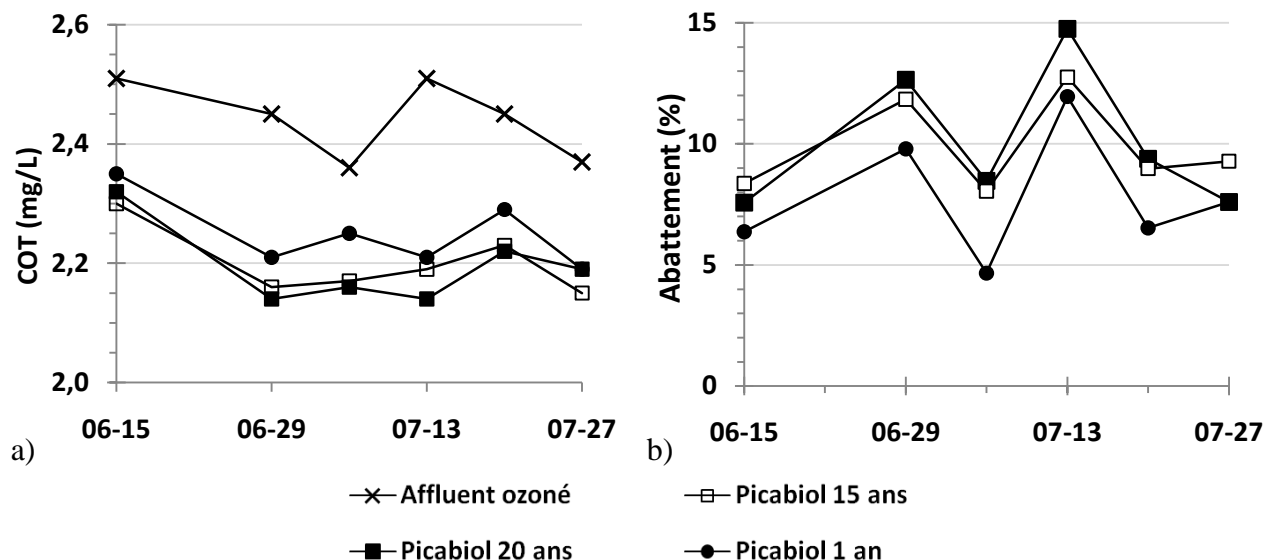


Figure 6.4 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COT pour les colonnes n°1, 2 et 3 entre le 15 juin et 27 juillet 2009

En ce qui concerne l'enlèvement du COT, les colonnes n°1 (~20 ans) et n°2 (~15 ans) semblent être plus efficaces avec des abattements moyens respectifs de 10,1 % et 9,9 % qui sont légèrement supérieurs à celui de la colonne n°3 (1 an) qui est de 7,6 %. Les comportements des trois colonnes restent toutefois très semblables. Les écarts entre les performances des enlèvements sont très faibles lors de la période de suivi (entre 0,03 et 0,09 mg/L) et les différences observées sont toujours inférieures à 5 %. Les différences ont été testées avec un test de student pairé. Il en ressort que la performance des colonnes de 15 et 20 ans sont jugées identiques ($p = 0,71$) alors que la colonne de 1 an offre pour sa part une performance différente ($p < 0,01$).

Le récapitulatif des concentrations de COT pour les effluents des trois colonnes est présenté au tableau 6.1. On constate une concentration moyenne en COT identique pour les colonnes n°1 et 2 (2,20 mg/L) légèrement inférieure à celle de la colonne n°3 (2,25 mg /L). La différence entre les abattements moyens est inférieure à 2,5 %. Bien que la différence de performance de la colonne 1 soit statistiquement significative en raison de son caractère systématique et que l'erreur sur les mesures de COT effectuées est inférieur à 1 %, la différence observée demeure malgré tout assez faible.

Tableau 6.1 : Récapitulatif des résultats concernant le COT
pour les colonnes 1, 2 et 3 (N=6)

		20 ans	15 ans	1 an
COT (mg/L)	Min	2,14	2,15	2,19
	Max	2,32	2,30	2,35
	Moyenne	2,20	2,20	2,25
Abattement (%)	Min	7,6	8,1	6,1
	Max	14,7	12,7	12,0
	Moyenne	10,1	9,9	7,6

6.2.1.2 Profils d'abattement à l'intérieur des filtres

Trois profils d'abattement ont été réalisés sur les trois colonnes, deux en été, le 13 et 27 juillet et un en automne le 2 novembre. L'impact de la température pourra donc être analysé. Les résultats des deux profils d'enlèvement réalisés le 13 et 27 juillet sont présentés à la figure 6.5. La température de l'eau était de 22,1 °C et 24,6°C le 13 et 27 juillet (après 45 et 59 jours d'opération du pilote).

Lors des premiers prélèvements réalisés le 13 juillet (figure 6.5 a), la concentration en COT diminue lorsque le TCFV augmente pour les trois colonnes. La figure 6.5 b montre la progression de l'abattement du COT en fonction du TCFV. Aucune différence n'apparaît entre les trois différents média. De plus, la majeure partie de l'abattement de COT s'effectue dans la première partie des colonnes pour un TCFV inférieur à 4 min.

Lors de la deuxième campagne de prélèvements (figure 6.5 c), la tendance générale est la même pour les trois colonnes. Cependant l'enlèvement semble être un peu plus constant en fonction du TCFV et non situé uniquement dans la première partie des colonnes. Les abattements sont inférieurs à ceux du premier profil. Ils sont en effet compris entre 7,6 et 9,3 % contrairement au premier prélèvement où des abattements compris entre 12 et 14,7% étaient observés.

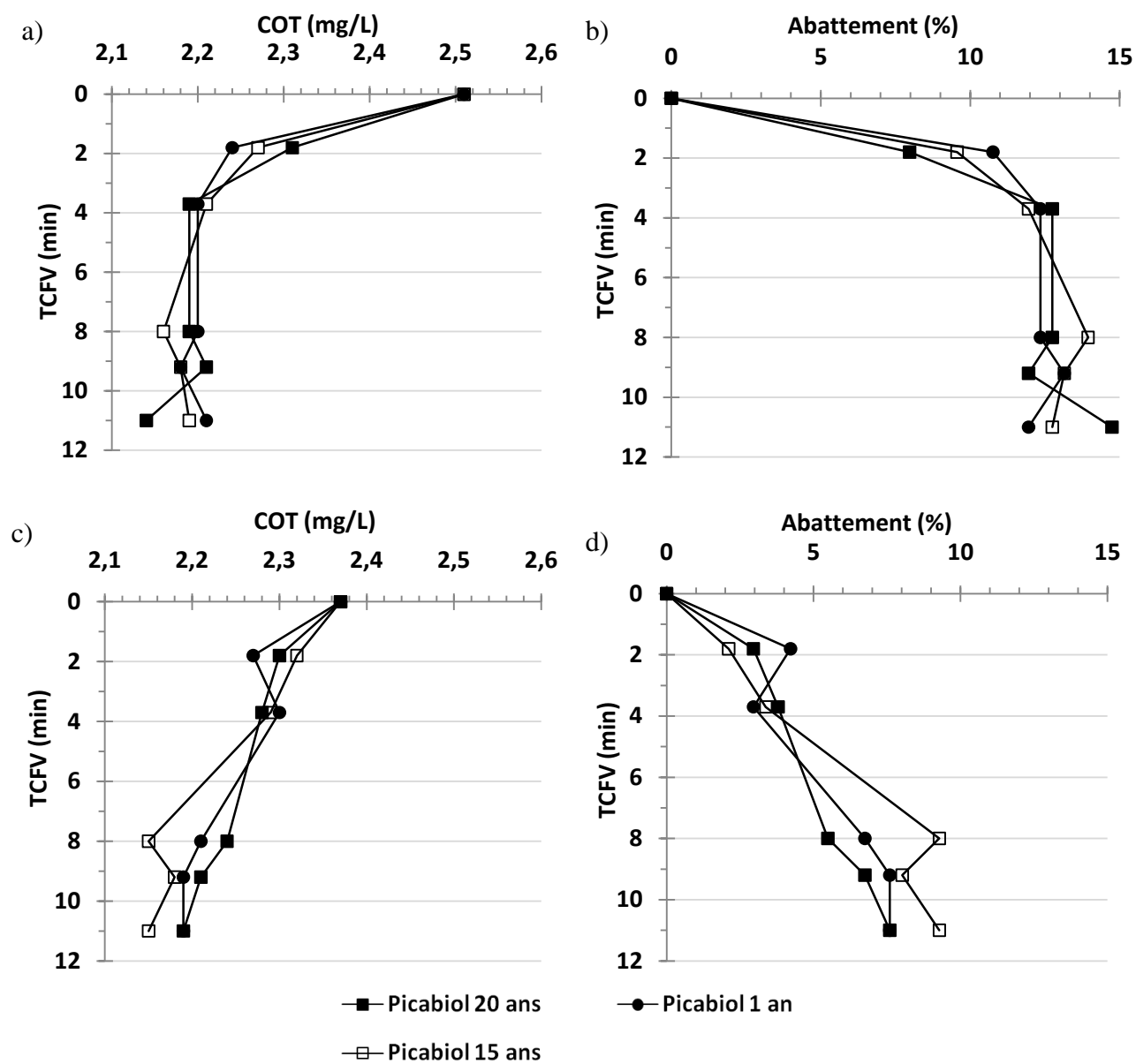


Figure 6.5 : Profils d'enlèvement et d'abattement du COT
dans les colonnes n°1, 2 et 3 des 13 juillet 2009 (a et b) et 27 juillet (c et d)

Le profil réalisé le 2 novembre 2009 est présenté à la figure 6.6. La température de l'eau était de 11,0 °C. Les comportements des trois colonnes sont très similaires avec des abattements finaux compris entre 12 et 13,1 %. Cependant, si l'on compare la colonne contenant du *picabiol* de 20 ans et celle contenant du *picabiol* âgé de 1 an, un enlèvement légèrement meilleur peut-être observé pour le média plus jeune pour un TCFV inférieur à 6 min. En comparant ce profil avec les deux réalisées en eaux chaudes, aucune différence significative n'est observée au niveau de l'enlèvement final de COT.

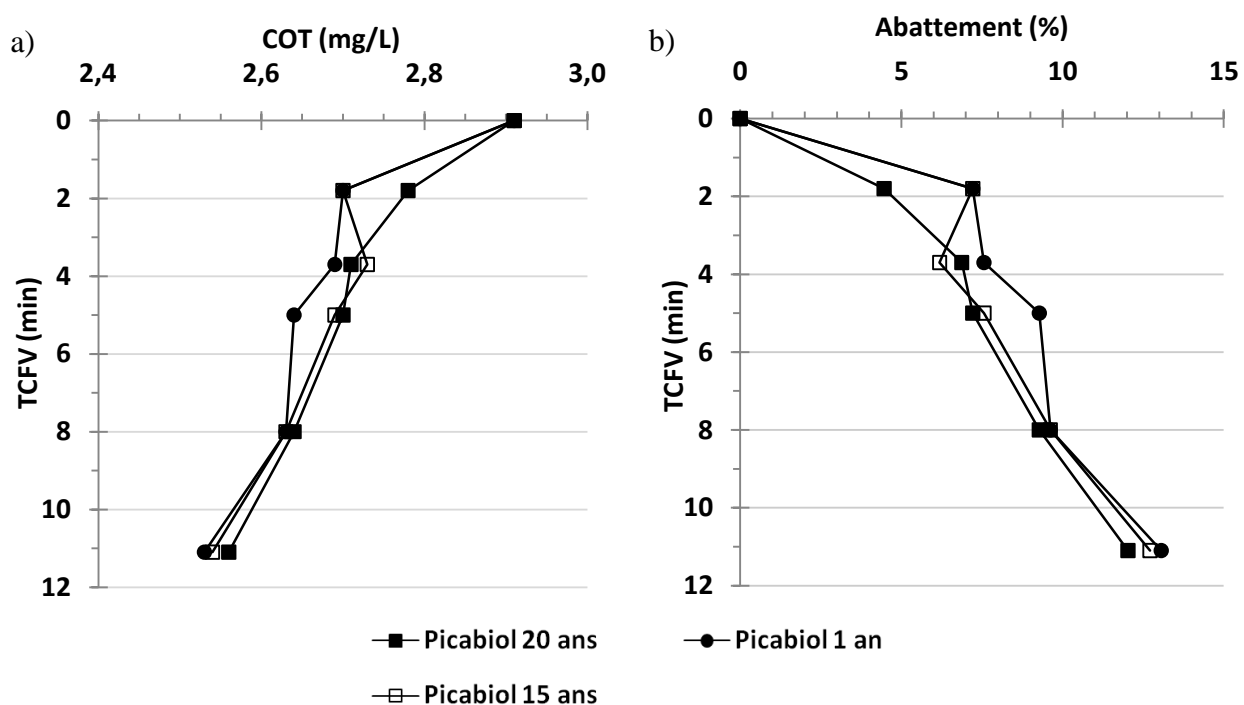


Figure 6.6 : Profil d'enlèvement (a) et abattement du COT (b)
dans les colonnes n°1, 2 et 3 du 2 novembre 2009

6.2.2 Abattement du CODB

L'abattement du CODB a été suivi du 15 juin au 27 juillet. Les variations de concentrations en CODB de l'affluent ozoné et des effluents des trois colonnes sont présentées à la figure 6.7 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 6.7 b.

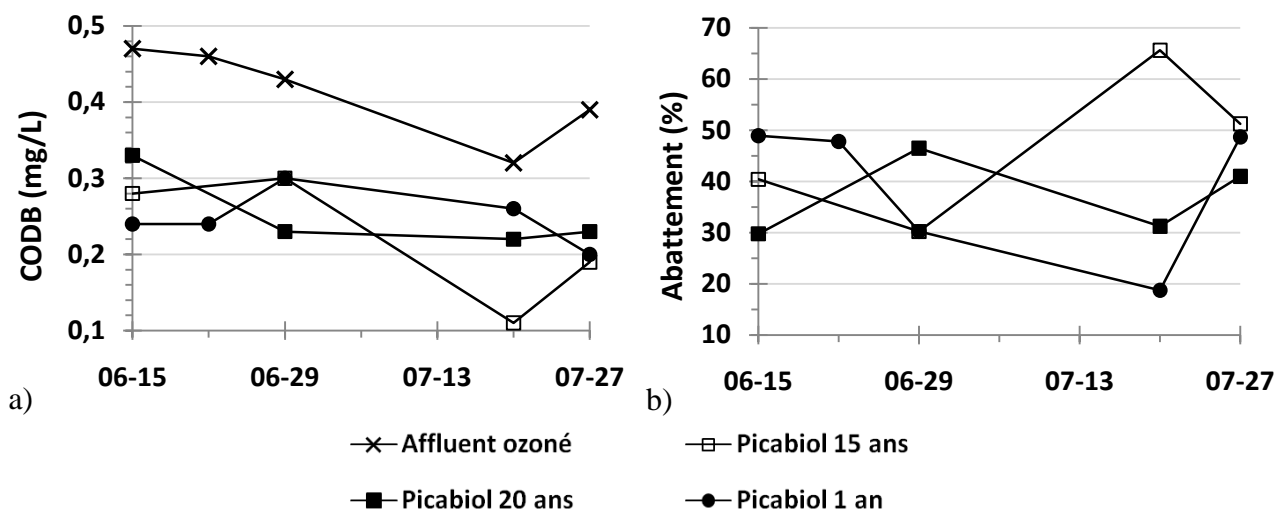


Figure 6.7 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de CODB pour les colonnes n°1, 2 et 3 entre le 15 juin et 27 juillet 2009

Aucune tendance ne semble se dégager lors de la comparaison de l'efficacité des trois colonnes en termes d'enlèvement de CODB. Aucune différence statistiquement significative ($p > 0,5$) n'a pu être identifiée à l'aide d'un test de student païré. Le récapitulatif des concentrations de CODB de l'affluent ozonée et des effluents des trois colonnes est présenté dans le tableau 6.2. On observe un abattement moyen similaire pour la colonne n°1 (20 ans) et n°3 (1 an). L'abattement moyen de la colonne n°2 atteint une valeur de 47 % mais seulement en raison de l'inclusion d'une valeur élevée de performance observée ponctuellement le 20 juillet. En excluant cette valeur, l'abattement moyen serait plutôt de 41%.

Tableau 6.2 : Récapitulatif des résultats concernant le CODB pour les colonnes 1, 2 et 3 (N=4)

		20 ans	15 ans	1 an
N		4	4	5
CODB (mg/L)	Min	0,22	0,11	0,20
	Max	0,33	0,30	0,30
	Moyenne	0,25	0,22	0,25
Abattement (%)	Min	30	25	19
	Max	47	66	49
	Moyenne	37	47	39

6.2.3 Abattement du COR

Le récapitulatif des concentrations de COR observées à l’affluent et aux effluents des trois colonnes est présenté au tableau 6.3.

Tableau 6.3 : Récapitulatif des résultats concernant le CODB
pour les colonnes 1, 2 et 3 (N=4)

		Affluent	20 ans	15 ans	1 an
COR (mg/L)	Min	1,98	1,91	1,86	1,91
	Max	2,13	2,00	2,12	2,11
	Moyenne	2,04	1,97	1,99	2,01
Abattement (%)	Min		1	0	- 3
	Max	-	6	8	5
	Moyenne		4	3	2

On observe toujours un très faible abattement de COR. Le faible abattement toujours inférieur à 10% montre que ces filtres fonctionnent bien en mode biologique et que l’adsorption des charbons est quasi nulle.

6.2.4 Abattement de l’azote ammoniacal

La concentration en azote ammoniacal de l’affluent ozoné lors du suivi du 15 juin au 27 juillet était comprise entre 46 et 111 $\mu\text{g N/L}$ avec une moyenne de 70 $\mu\text{g N/L}$. Comme pendant la période de suivi, la concentration en azote ammoniacal des effluents des trois colonnes a toujours été inférieure à la limite de détection de la méthode (3 $\mu\text{g N/L}$), seuls les résultats obtenus lors des profils réalisés le 13, 27 juillet et 11 novembre seront présentés.

Les résultats des profils d’enlèvement réalisés le 13 et 27 juillet sont présentés à la figure 6.8. La température de l’eau était respectivement de 22,1 °C et 24,6°C le 13 et 27 juillet. Lors des premiers prélèvements réalisés le 13 juillet (Figure 6.8 a), la concentration en azote ammoniacal diminue lorsque le TCFV augmente pour les trois colonnes. La concentration passe sous la limite de détection pour un TCFV supérieur à 4 min pour les colonnes n°2 (15 ans) et 3 (1 an). La figure 6.8 b montre la progression de l’abattement de l’azote ammoniacal en fonction du TCFV. Les comportements des colonnes n° 2 et 3 sont quasiment identiques avec un abattement de l’ordre de 100% pour un TCFV supérieur à 4 min. La colonne n°1 (20 ans) semble légèrement moins efficace même si un abattement de 100 % est atteint pour un TCFV de 8 min.

Lors de la deuxième campagne (Figure 6.8 c), les mêmes observations sont faites. La colonne n°1 (20 ans) semble moins efficace en tête de colonne avec un abattement de 72% pour un TCFV de 2 min contrairement à un abattement supérieur à 88 % pour les deux autres colonnes avec un TCFV égal (figure 6.8 d). Un léger relargage d'azote ammoniacal est observé à la sortie de la colonne n° 1. Une telle observation avait aussi été faite par Bannier (2009).

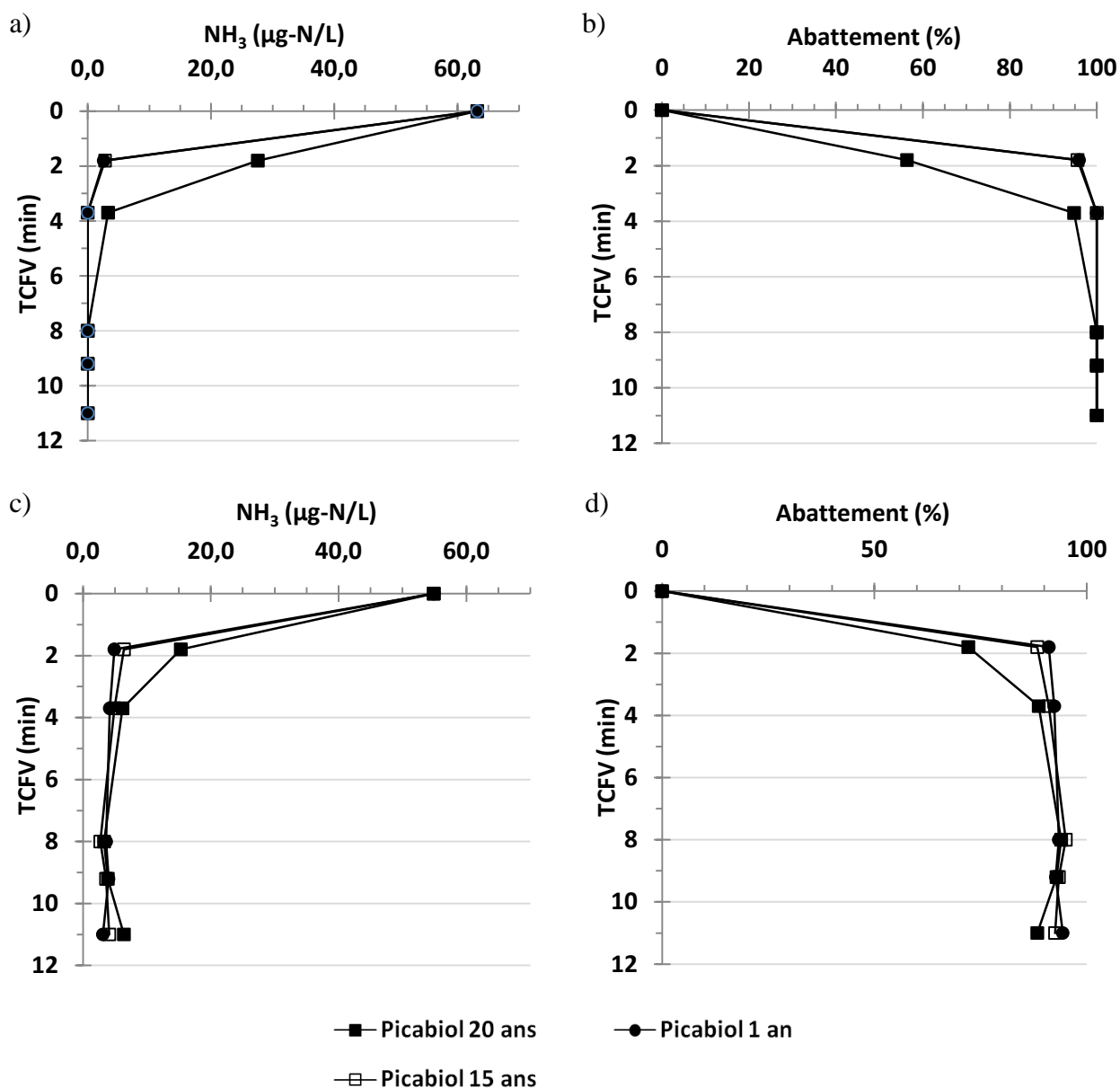


Figure 6.8 : Profils d'enlèvement et d'abattement de l'azote ammoniacal dans les colonnes n°1, 2 et 3 du 13 juillet 2009 (a et b) et du 27 juillet (c et d)

Le profil réalisé le 2 novembre 2009 est présenté à la figure 6.9. La température de l'eau était alors de 11,0 °C. La concentration en azote ammoniacal de l'affluent était de 120 µg N/L, supérieure aux valeurs obtenues lors des précédents profils.

L'impact de la température est très visible lors de la comparaison du profil du 2 novembre avec les deux effectués au mois de juillet. Même si un abattement de l'ordre de 100 % est obtenu pour les colonnes n° 2 et 3 (figure 6.9 b), l'enlèvement d'azote ammoniacal ne se fait plus au sommet de la colonne mais dans toute la profondeur de média. Ainsi, les différences entre les colonnes confirment les conclusions avancées lors des deux précédents profils. La colonne n°1 (20 ans) est beaucoup moins efficace en termes d'abattement d'azote ammoniacal que les deux autres. Un enlèvement final de seulement 62 % est observé pour cette colonne. De plus, une très légère différence apparaît entre la colonne n°2 (15 ans) et la colonne n°3 (1 an). La colonne n°3 semble plus efficace au sommet de la colonne avec un abattement de 65 % pour un TCFV de 2 min comparativement à un enlèvement de 47 % pour la colonne n° 2. Pour des TCFV supérieurs à 8 min, l'efficacité est identique pour les deux colonnes.

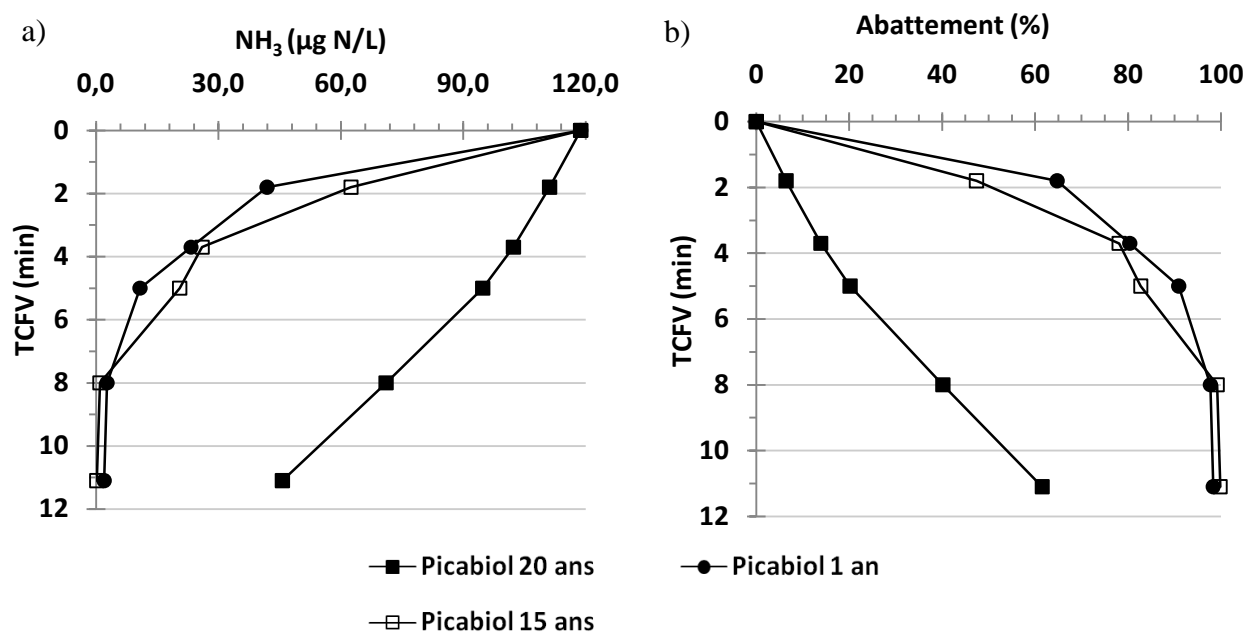


Figure 6.9 : Profil d'enlèvement (a) et abattement de l'azote ammoniacal (b) dans les colonnes n°1, 2 et 3 du 2 novembre 2009

6.2.5 Demande en chlore à moyen terme (24h)

Deux mesures de demande en chlore à moyen terme (24h) ont été effectuées le 6 et 20 juillet sur l'affluent ozoné et les effluents des trois colonnes. Les résultats sont présentés à la figure 6.10

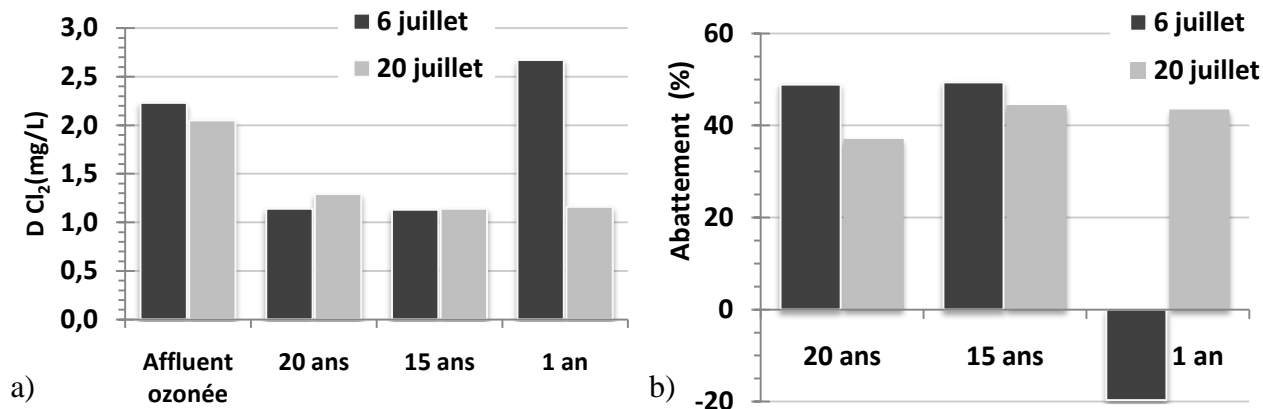


Figure 6.10 : Demande en chlore (a) et abattement de la demande en chlore (b) des colonnes n°1,2 et 3 des 6 et 20 juillet.

On observe des valeurs similaires pour les trois effluents de l'ordre de 1 mg/L avec une demande en chlore de l'affluent ozonée supérieure à 2,0 mg/L. La grande demande en chlore pour la colonne n°3 (1 an) du 6 juillet peut s'expliquer par l'encrassement du tuyau à la sortie de la colonne par du biofilm. Des particules en suspension étaient présentes dans l'eau échantillonnée. Un lavage du tuyau a ensuite été effectué. En excluant cette valeur, les abattements des colonnes sont similaires (40-50%) (figure 6.10 b) et aucune différence n'est mise en évidence en comparant les effluents des trois colonnes.

6.2.6 Abattement des précurseurs de THM

Deux mesures de THM-CFU ont été effectuées le 6 et 20 juillet sur l'affluent ozoné et les effluents des trois colonnes. Rappelons que ces essais consistent à mesurer les THM après une incubation à 22°C, un pH de 8,0 en présence d'une concentration de chlore résiduelle de 1 mg Cl_2 /L après 24h. Les résultats sont présentés à la figure 6.11. La concentration de THM-CFU est plus importante à l'affluent lors du prélèvement du 20 juillet avec une concentration de 54 ppb au lieu de 42 ppb pour le 6 juillet. Ce résultat est cohérent avec l'augmentation de 0,10 mg C/L de COT observée. Cependant, aucune tendance claire ne se dégage de ces résultats au niveau des performances des différents charbons. Pour le premier prélèvement, la colonne n°1 (20 ans)

semble plus efficace avec un abattement de 34 % mais est la moins efficace le 20 juillet avec un abattement de seulement 23 %.

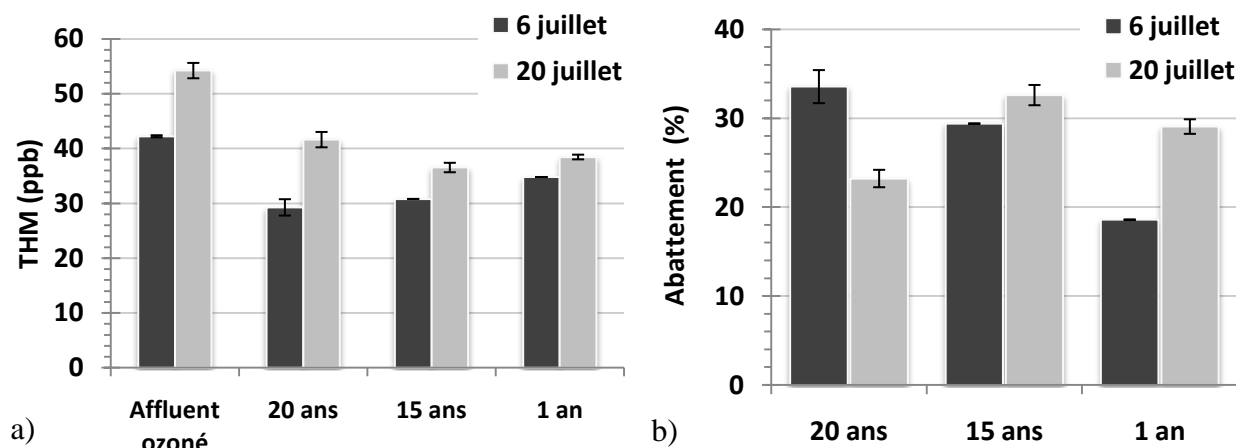


Figure 6.11 : Concentration (a) et abattement des THM-CFU (b) des colonnes n°1, 2 et 3 des 6 et 20 juillet.

6.3 Comparaison de la capacité d'attachement maximale de la biomasse

Au mois de mars 2010, une expérience a été mise en place pour tenter de comparer la capacité d'attachement maximale de la biomasse sur les différents charbons (cf. paragraphe 3.4.2.2). Le suivi des abattements de COD et d'azote ammoniacal, effectué quotidiennement lors de l'expérience, est présenté dans un premier temps. Les résultats des analyses de mesure de la densité de biomasse sur les charbons sont présentés ensuite.

6.3.1 Suivi quotidien des abattements

L'expérience devait initialement durer entre 10 et 15 jours, le temps d'obtenir un équilibre biologique à l'intérieur des mini-colonnes. Un abattement constant voulait être obtenu tant pour le COD que pour l'azote ammoniacal pour considérer que la colonisation maximale des charbons était atteinte. Cependant, la pression à l'intérieur des mini-colonnes a atteint des valeurs trop importantes au cours de l'expérience. Ainsi, même en diminuant le débit le 4^{ème} jour à une valeur de 2,5 mL/min (TCFV = 13,6 min), la pression était supérieure à 15 psi pour une des colonnes. Ainsi, la décision a été prise de procéder aux analyses sur les charbons au bout d'une semaine.

6.3.1.1 Abattement du COD

L'abattement du COD a été suivi lors de l'expérience. Les variations de concentrations en COD de l'affluent et des effluents des trois mini-colonnes sont présentées à la figure 6.12 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 6.12 b.

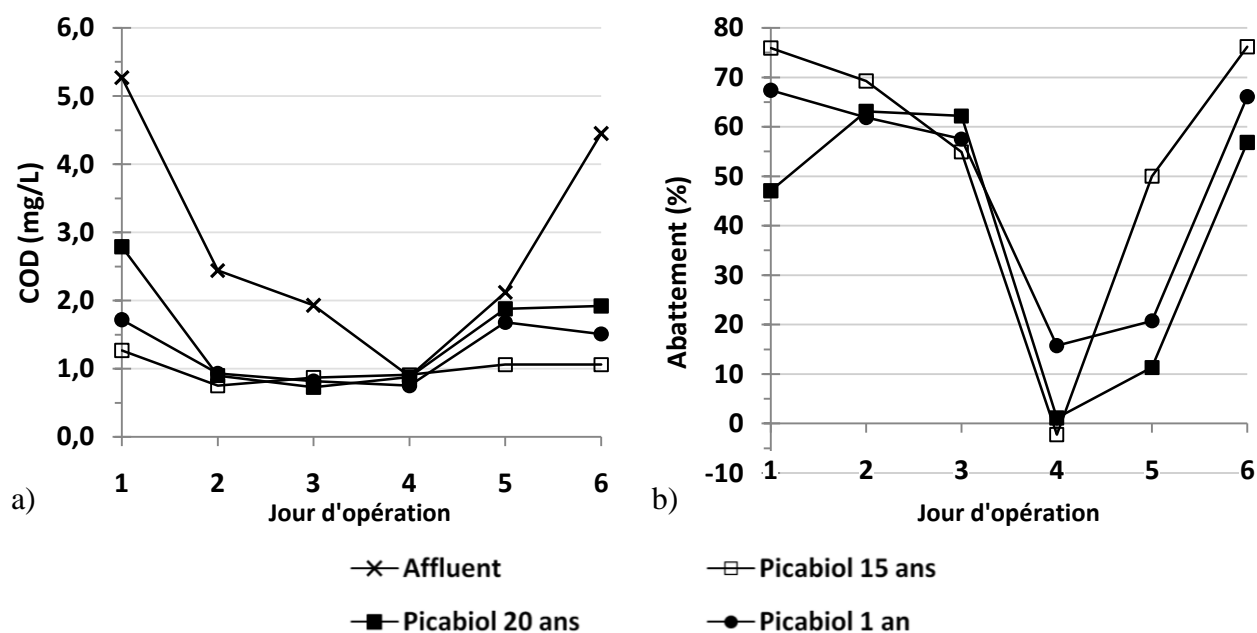


Figure 6.12 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) de COD des trois mini-colonnes du montage expérimental

Il a été supposé que l'injection de nutriments se faisait avec suffisamment de mélange et donc que la concentration de COD des trois affluents était identique. L'affluent représenté sur la figure 6.12 a est celui de la mini-colonne contenant du charbon âgé de 1 an. On peut tout d'abord souligner le fait que la concentration à l'affluent n'est pas du tout constante et inférieure à la valeur souhaitée (~ 10 mg/L). Une consommation du substrat par des bactéries présentes dans les tuyaux pourrait être la cause de cette diminution. En effet, au cours de l'expérience, du biofilm se développait dans les tuyaux bien que l'eau soit filtrée ($0,45 \mu\text{m}$) et la solution de nutriments autoclavée. Ainsi, après les premiers jours, des ajustements ont été effectués pour tenter d'obtenir la concentration théorique de COD voulue.

Si l'on compare les abattements de COD pour les 3 colonnes, en omettant le 4^{ème} jour, la colonne n°2 (15 ans) semble la plus efficace dans l'enlèvement de COD, avec une concentration à l'effluent proche de 1,0 mg/L. De plus, l'abattement est toujours supérieur à 50 %. Ensuite, les deux autres colonnes semblent avoir un comportement similaire. Il est toutefois difficile d'apporter des conclusions à cause de la trop grande variation de l'affluent et de la faible durée de l'expérience.

6.3.1.2 Abattement de l'azote ammoniacal

L'abattement de l'azote ammoniacal a été suivi lors de l'expérience. Une concentration de 1,0 mg N/L était visée à l'affluent. Les variations de concentrations en azote ammoniacal de l'affluent et des effluents des trois mini-colonnes sont présentées à la figure 6.13 a. Les abattements (exprimé en %) sont présentés à la figure 6.13 b.

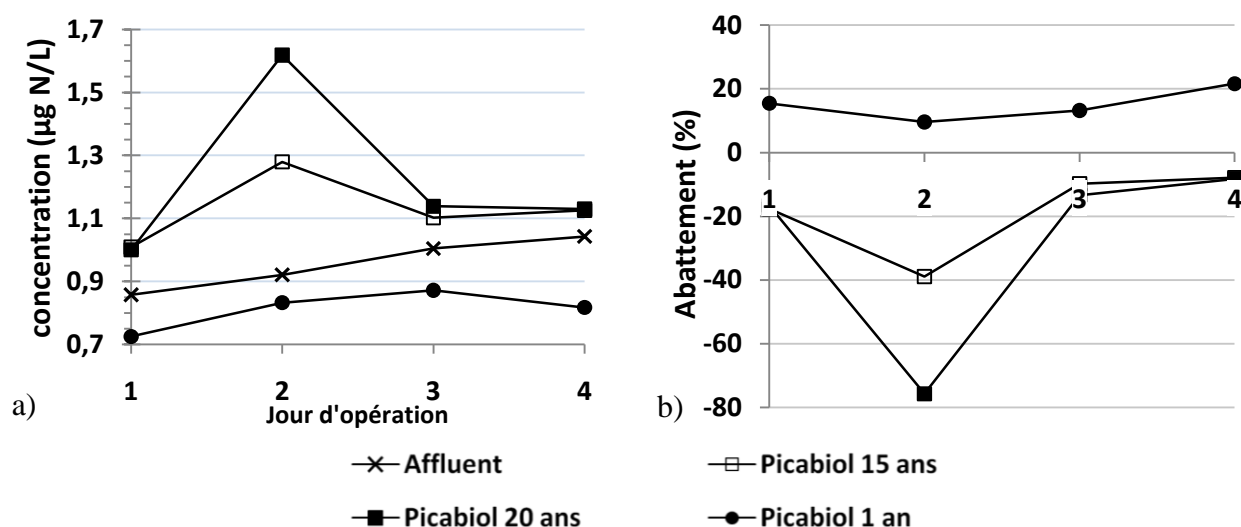


Figure 6.13 : Évolution de la concentration (a) et de l'abattement (b) d'azote ammoniacal des trois mini-colonnes du montage expérimental

La concentration de l'affluent en azote ammoniacal est plus constante que celle en COD. Toutefois, seuls les quatre premiers jours d'opération seront présentés à la figure 6.13 car suite à la rectification de la concentration en nutriments concernant le COD, une trop grande concentration d'azote ammoniacal était présente et elle dépassait la capacité de mesure de l'analyse qui est d'environ 3,0 mg N/L.

La colonne n°3 contenant le charbon âgé de 1 an est la plus efficace avec toutefois un abattement inférieur à 20 %. Les deux autres colonnes, au contraire, relarguaient de l'azote ammoniacal à l'effluent et avaient donc des abattements négatifs.

6.3.2 Analyses des charbons

Au bout d'une semaine, l'expérience a été arrêtée à cause de la trop grande pression dans les tuyaux (> 15 psi) et les charbons ont été analysés pour quantifier la biomasse existante à la surface des grains. Ainsi, même si les concentrations à l'affluent n'étaient pas constantes, les nutriments étaient en général en excès et égaux pour les trois affluents. Donc même si l'équilibre n'est pas atteint, une comparaison entre la biomasse colonisant les différents charbons peut être effectuée.

6.3.2.1 Biomasse hétérotrophe

La mesure de la population moyenne de bactéries hétérotrophes, responsables de l'enlèvement du COD au sein des colonnes a été faite à l'aide de la respirométrie en utilisant un gramme de chaque charbon dans un réacteur de 600 mL mis en présence d'une concentration de 500 mg C/L d'extraits de levures et d'un inhibiteur de nitrification. Les taux d'utilisation d'oxygène (TUO) obtenus sont présentés à la figure 6.14.

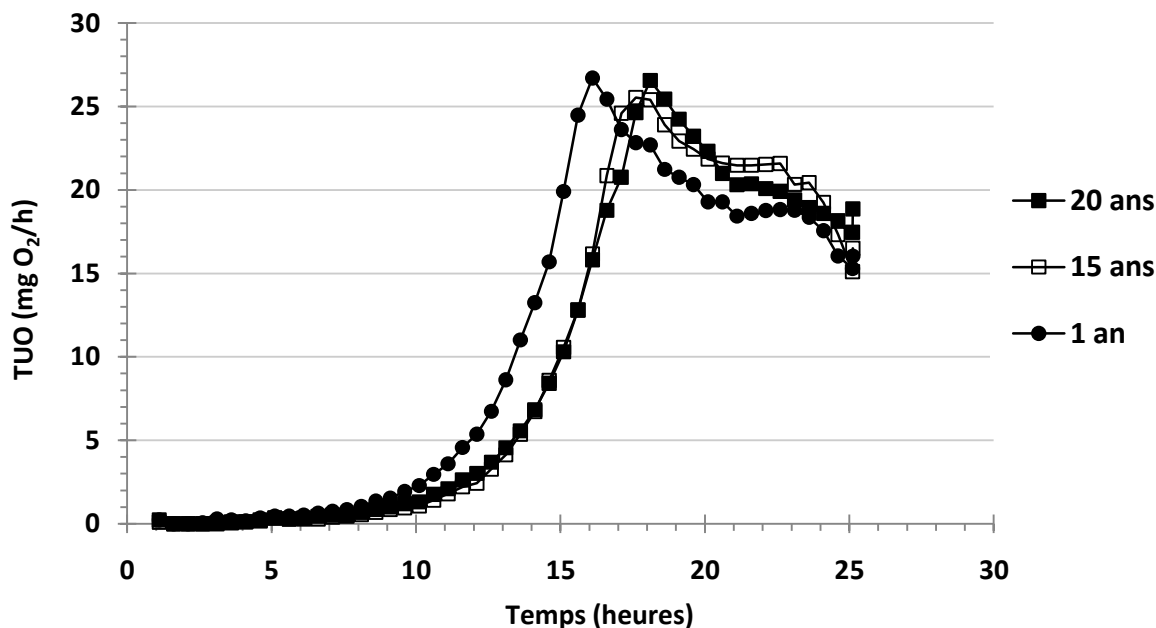


Figure 6.14 : Taux d'utilisation d'oxygène pour les charbons de 1, 15 et 20 ans.

Durant la première partie de l'essai ($< 17\text{h}$) le TUO affiche une montée exponentielle due à la croissance de la biomasse hétérotrophe qui consomme la DCO rapidement biodégradable. Par la suite, l'épuisement de la DCO rapidement biodégradable cause une décroissance du TUO. Le charbon âgé de 1 an atteint un TUO maximum avant les deux autres charbons qui ont un comportement similaire. La courbe de la figure 6.15 est obtenue en calculant le \ln du TUO de la partie exponentielle du TUO ($6\text{ h} < t < 16,5\text{ h}$).

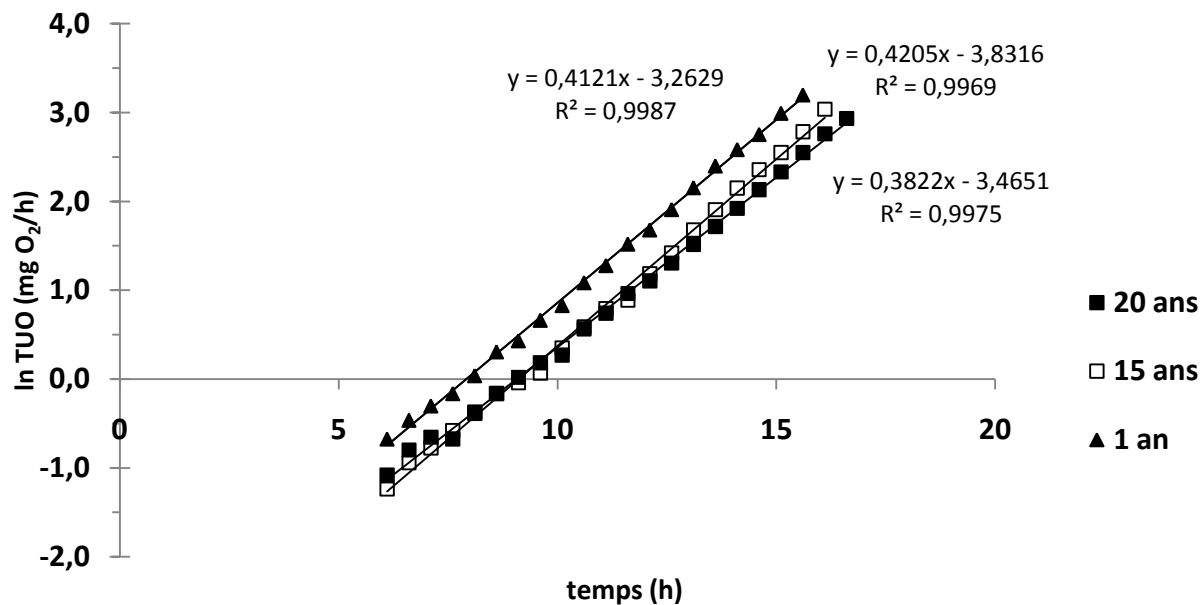


Figure 6.15 : Régressions linéaires du \ln du TUO en fonction du temps de la partie exponentielle des TUO

La valeur de la biomasse a ensuite été calculée selon la méthode de Wentzel et Mbewe (1995) adapté pour l'eau potable par Dallaire (2009). Les valeurs de la pente et de l'ordonnée à l'origine de cette régression linéaire sont utilisées dans une formule, conjointement avec d'autres paramètres cinétiques pour calculer la quantité de biomasse en $\text{mg de DCO} / \text{L}$. La formule utilisée est présentée à l'équation 6.1 :

$$\frac{Z_{bh}(t)}{Z_{bh}(0)} = e^{(Y_{zh} - B_h)t} \quad (6.1)$$

où $Z_{bh}(0)$ = concentration de la biomasse hétérotrophe active ($\text{mg DCO} / \text{L}$)

Y_{zh} = rendement de la biomasse hétérotrophe ($\text{mg DCO} / \text{mg DCO}$) = 0,3

B_h = Taux de mortalité de la biomasse hétérotrophe (d^{-1}) = 0,62 d^{-1}

Le charbon âgé de 1 an apparaît comme le plus colonisé avec une valeur de 0,037 mg DCO/L. Pour les charbons âgés de 15 et 20 ans, on obtient les valeurs respectives de 0,021 et 0,033 mg DCO/L. Ces valeurs sont assez faibles et ne montrent pas de réelles différences entre les trois charbons.

6.3.2.2 Biomasse nitrifiante

La colonisation des filtres CAB a été mesurée à l'aide de la méthode de Kihn et al. (2000). Les résultats obtenus sur les trois différents charbons sont présentés à la figure 6.16.

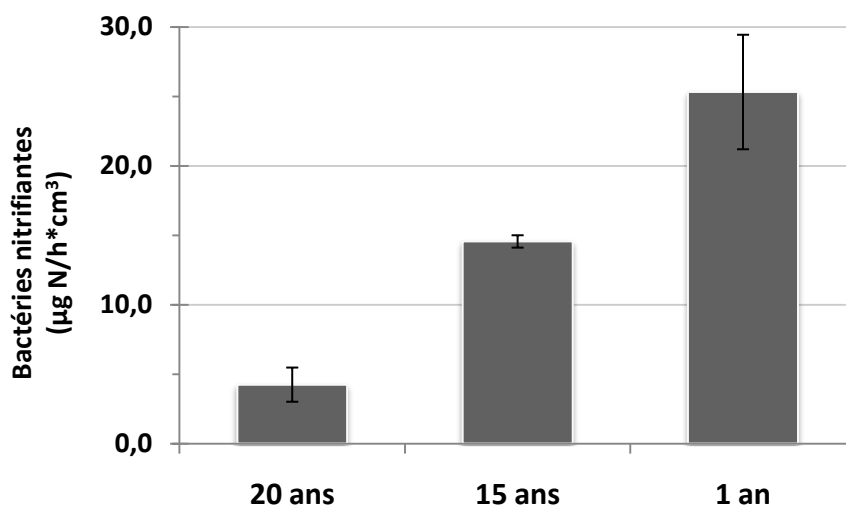


Figure 6.16 : Colonisation des charbons par la biomasse nitrifiante

Une très nette différence apparaît dans les concentrations de biomasse nitrifiante colonisant les trois différents charbons. Le charbon âgé de 1 an est le plus colonisé avec une concentration de 25,3 µg N/h*cm³. La densité de la biomasse nitrifiante à la surface du charbon de 15 ans est plus faible avec une valeur de 14,5 µg N/h*cm³. Le charbon âgé de 20 ans est le moins colonisé. Ces résultats sont cohérents avec les enlèvements d'azote ammoniacal observés pour les trois colonnes.

6.4 Synthèse des résultats

Pour récapituler les résultats obtenus, on peut conclure que :

- La surface des charbons âgés de 15 et 20 ans semble plus abimée que celle du charbon de 1 an, et les pores sont moins visibles et bouchées.
- Les charbons de 15 et 20 ans sont statistiquement plus efficaces pour l'abattement de COT avec une moyenne respective de 9,9 et 10,1 % que le charbon de 1 an (7,6 %). Cependant, les différences de concentration sont toujours faibles, inférieures à 0,09 mg/L pour les trois effluents.
- Les profils d'abattement de COT ne montrent pas de différences en eaux chaudes pour les trois colonnes. En eau tiède (11°C), il semblerait que la colonne n°1 (20 ans) soit légèrement moins efficace dans l'enlèvement de COT que celle contenant du charbon âgé de 1 an.
- Les trois colonnes ont un abattement de l'ordre de 100% concernant l'azote ammoniacal en eaux chaudes. Cependant, les profils montrent une moins bonne efficacité de la colonne n°1 (20 ans). Cette observation est confirmée par le profil en eau tiède, où l'abattement final de cette colonne est de seulement 62 %.
- Aucune différence n'a pu être mise en évidence entre les trois colonnes concernant l'enlèvement de CODB, de la demande en chlore et des THM-CFU.
- Concernant l'expérience de la mesure de la capacité maximale d'attachement de la biomasse sur ces trois charbons, les abattements de COD et d'azote ammoniacal sont difficilement interprétables à cause des variations des concentrations à l'affluent. Il ressort cependant que le charbon de 1 an est le plus colonisé par la biomasse nitrifiante ($25,3 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$) et que celui de 20 ans ($4,24 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$). Peu de différences sont observées entre la biomasse hétérotrophe des charbons de 15 et 20 ans. Ceux-ci semblent moins colonisés que le charbon de 1 an, mais la différence est moins importante que pour la biomasse nitrifiante.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

Le principal objectif de ce chapitre est d'analyser et de valider les résultats présentés dans les chapitres précédents en les comparant à des résultats référencés dans la littérature. De plus, des explications seront apportées quant aux divers résultats obtenus. Les trois objectifs spécifiques de ce projet seront abordés au cours des sections suivantes. Et au terme de ce chapitre, un résumé des données disponibles dans la littérature concernant l'enlèvement de CODB dans diverses études sera présenté et discuté.

7.1 Représentativité d'une étude effectuée à échelle pilote

Le premier objectif de ce projet était de valider la représentativité des études faites à petite échelle afin de pouvoir transposer les résultats obtenus à un filtre industriel.

Les mesures d'absorbance UV_{254} effectuées au cours de ce suivi n'ont mis en évidence aucune différence entre l'affluent et les effluents de la colonne pilote et celui du filtre CAB. Les valeurs d'absorbance UV étaient comprises entre 0,015 et 0,021 cm^{-1} . L'absorbance UV à 254 nm est une méthode indirecte de mesure des matières organiques, qui caractérise principalement la MON aromatique. Cette fraction de la MON possède des liens moléculaires complexes, elle est donc plus facilement adsorbable que biodégradable. Il est ainsi logique de n'observer aucun abattement de l'absorbance UV par le charbon biologique du filtre de l'usine de Sainte-Rose dont les capacités d'adsorption sont épuisées.

Concernant l'abattement du COT, une différence significative a été observée. Le filtre industriel est plus efficace que la colonne pilote avec un enlèvement moyen de 12 % légèrement supérieur à la valeur de 9,4 % pour la colonne. L'écart entre les performances des enlèvements du filtre et de la colonne reste relativement constant au cours de la période de suivi (entre 0,03 et 0,09 mg/L) et les différences observées sont toujours inférieures à 5%. Rappelons que la précision des mesures de COT durant cette étude a été évaluée à 1 %.

La différence d'abattement moyen entre la colonne et le filtre de l'usine peut s'expliquer par la différence de TCFV qu'il y a entre la colonne pilote (11 min) et le filtre de l'usine (17,9 min). Le TCFV est en effet un paramètre très important dans l'efficacité des filtres biologiques. Comme mentionné dans la revue de littérature (cf. paragraphe 1.3.2), les études montrent que les

performances biologiques des filtres sont améliorées avec une augmentation du TCFV (Servais et al., 1991; Merlet et al., 1992), même si le lien entre ces deux paramètres n'est pas encore clairement établi. Les profils d'abattement de COT de la colonne et du filtre industriel confirment la similitude observée. Dans les profils, on peut en effet comparer les abattements de COT obtenus pour des TCFV identiques entre la colonne et le filtre industriel. Cette comparaison des profils met donc bien en évidence la grande similitude de performance.

Aucune différence statistique n'a été mise en évidence entre les concentrations de CODB pour les deux effluents, même si l'abattement moyen du filtre industriel atteint une valeur de 44%, légèrement supérieur à celui de la colonne pilote qui est de 41%. Il faut toutefois préciser que cette comparaison est effectuée sur 5 données d'échantillonnage, ce qui est relativement peu pour apporter des conclusions définitives.

Concernant l'enlèvement d'azote ammoniacal, aucune différence n'est apparue entre la colonne et le filtre avec un abattement final est de l'ordre de 100% pour les deux.

Les abattements de la demande en chlore à moyen terme (24h) de la colonne pilote et du filtre CAB sont très semblables (40-50%) pour les deux prélèvements effectués. Aucune différence n'est donc présente sur ce paramètre. Pour l'abattement des précurseurs de THM, le filtre industriel semble légèrement plus efficace. Il est probable que cette différence soit à l'origine du meilleur enlèvement de COT observé à grande échelle en raison du plus grand TCFV.

La différence de méthode de lavage entre la colonne et le filtre industriel aurait pu également avoir un impact sur les performances biologiques des filtres étudiés. Le filtre industriel était lavé toutes les 336 heures alors que la colonne pilote était lavé hebdomadairement (168 h) et de l'eau chlorée était utilisée dans les deux cas. Toutefois comme aucun prélèvement n'a été effectué directement après un rétrolavage, l'impact direct du rétrolavage sur les performances n'a donc pas été étudié. De plus, l'impact éventuel du rétrolavage aurait été de courte durée selon l'étude de Laurent et al. (2003) qui a montré que le rétrolavage n'a pas d'impact irréversible sur la biomasse nitrifiante fixée sur les grains de charbon.

Enfin, les différentes vitesses de filtrations, 3,3 m/h pour la colonne et 6,0 m/h dans le filtre industriel n'ont pas semblé induire de différences de performances pour un même TCFV. Ce qui rejoint les études de Prévost (1991), Bouillot et al. (1992) et Servais et al. (1994) qui ont montré

que l'efficacité des filtres biologiques ne dépendait pas de la vitesse de filtration lorsque celle-ci était comprise entre 2 et 18 m/h.

Pour conclure cette partie du projet, on peut confirmer que les études effectuées dans des colonnes de filtration de 50 mm reproduisent correctement les performances des filtres industriels pour tous les paramètres suivis puisque lorsque des différences sont observées, notamment sur le COT, celles-ci sont inférieures à 5%. De plus, les différences obtenues peuvent s'expliquer par la différence de TCFV entre la colonne pilote et le filtre. Il serait possible d'avoir de meilleures comparaisons en réalisant un montage permettant d'avoir un TCFV de la colonne identique à celui du filtre industriel. Il n'était cependant pas possible de maintenir constant le TCFV du filtre industriel durant ce projet.

7.2 Impact de la durée d'utilisation du CAB

L'étude de l'impact de la durée d'utilisation du charbon actif sur les performances biologiques des filtres a été effectuée au cours de ce projet pour tenter d'expliquer les baisses de performances observées à l'usine de Sainte-Rose au cours de ces dernières années (Andersson et al., 2001; Bannier, 2009) et de voir si l'âge du charbon était vraiment responsable de cette baisse d'efficacité.

Il est important de rappeler que le charbon actif âgé de 20 ans utilisé provenait d'un filtre industriel de l'usine de Sainte-Rose et qu'il a subi une préchloration pendant plus de 10 ans.

En ce qui concerne l'enlèvement du COT, les écarts entre les performances des enlèvements sont très faibles lors de la période de suivi (entre 0,03 et 0,09 mg C/L) et les différences observées sont toujours inférieures à 5 %. Les abattements obtenus de COT pour ces colonnes, compris entre 7,6 et 10,1%, sont légèrement inférieurs à celui obtenu (15%) sur une colonne contenant du *Picabiol* ayant une durée d'utilisation de plusieurs années (Servais et al., 1994).

Les profils d'abattement de COT des trois colonnes ne présentent pas de différences en eaux chaudes. Une différence d'enlèvement final de 5 % apparaît entre les 2 profils effectués à deux semaines d'intervalles. Une différence de la composition du CODB pourrait expliquer cette différence. Une plus grande concentration de CODB rapidement biodégradable pourrait avoir été présente dans l'affluent lors du premier profil effectué.

Le profil d'abattement de COT réalisé en eaux tièdes ($T=11^{\circ}\text{C}$) montre un enlèvement final des trois colonnes compris entre 12 et 13% pour un TCFV de 11 min. On ne remarque donc aucun impact de la température sur l'enlèvement de COT. Une étude effectuée sur un filtre de l'usine de Sainte-Rose contenant du *Picabiol* a cependant montré que l'allure des profils et l'amplitude de l'abattement de la matière organique variaient avec la nature de l'eau et/ou la température (Merlet et al., 1992). En période hivernal (1°C), l'abattement s'effectuerait dans toute la profondeur du filtre mais seraient de faible amplitude (0 à 15 %) alors qu'en période estivale un abattement rapide serait observé en surface des filtres CAB et pourrait atteindre 25 à 30 % du COD présent à l'affluent des filtres. Cette observation n'est pas faite sur le profil réalisée durant cette étude mais celui-ci n'a pas été fait pour une eau très froide. La variation de la nature de l'eau pourrait toutefois expliquer les différentes formes obtenues pour chacun des profils réalisés.

Aucune différence statistique n'est démontrée lors de la comparaison de l'efficacité des trois colonnes en termes d'enlèvement de CODB. Trop peu de données (4-5) sont cependant disponibles pour pouvoir faire des conclusions sur ce paramètre. L'abattement moyen est compris entre 37 et 41 % si l'on ôte une valeur ponctuelle assez élevée pour la deuxième colonne. Ces abattements obtenus sont plus faibles que ceux observés pour un filtre industriel fonctionnant avec un TCFV de 10 min où un abattement moyen de l'ordre de 70 % était observé (Servais et al., 1991) pour des températures comprises entre 10 et 20°C avec du CAG ayant quelques mois d'utilisation.

La comparaison des trois colonnes ne montre pas de différences pour les performances biologiques en eaux chaudes concernant l'azote ammoniacal où un enlèvement de l'ordre de 100% est observé. En eaux tièdes, la colonne contenant le charbon de 20 ans est nettement moins efficace que les deux autres avec un abattement final de seulement 62 %. L'impact de la température est nettement visible sur la forme des profils obtenus. Cette observation est bien en accord avec celles d'Andersson et al. (2001) qui ont montré que les performances des filtres CAB sont significativement influencées par une baisse de température. Selon le type de CAG utilisé, l'abattement de l'azote ammoniacal peut varier de 45% à 90% à une température d'eau modéré (4 à 10°C). Pour des températures inférieures à 4°C , les performances d'abattement sont encore plus faibles ($<30\%$). Un abattement atteignant de 65 à 84 % a été obtenu à 11°C à l'usine de Sainte-Rose lors de l'étude de Prévost (1991). Ce faible abattement avait été attribué à des vitesses de filtration élevées (10 m/h) et de faibles concentrations d'ammoniaque (moins de $60\text{ }\mu\text{g}$

N-NH₃/L). Lors de son étude, Laurent et al. (2003) a obtenu un enlèvement moyen de 75% à une température de 18°C contre seulement 33% pour une température de 4°C dans des colonnes contenant du Picabiol ayant un TCFV de 3,6 min et une concentration de N-NH₃ à l'affluent comprise entre 420 et 550 µg N/L.

La diminution de l'efficacité biologique des filtres lors d'une baisse de température de l'eau est cohérente avec la diminution de l'activité bactérienne en fonction de la température. Comme le témoigne la relation suivante (Cigana, 1997) utilisée dans le modèle SANCHO :

$$(7.1)$$

Où T_{opt} représente la température optimale de croissance et T_i représente l'étendue de la fonction sigmoïdale.

Il a également montré que l'atteinte de l'état d'équilibre dans le filtre était influencée par la température et qu'il fallait plus de temps d'atteindre l'équilibre lors d'une température plus faible (Krasner et al., 1993). Ces conclusions sont confirmées par les résultats de simulations effectuées avec le modèle BIOFILT (Hozalski et al., 1999). Ce modèle a été développé pour simuler l'enlèvement de substrat et la biomasse dans un état transitoire. Dans cette étude, l'impact de la composition du substrat et l'impact de la température sur le temps qu'il faut pour atteindre l'équilibre a été étudié. Il a été montré que la température avait un effet négatif sur l'enlèvement de matière organique biodégradable tout comme la composition de celle-ci. Plus le substrat est rapidement biodégradable plus l'enlèvement est important. De même, le temps pour atteindre de l'équilibre est influencé par ces deux facteurs. Et les effets de la température sont plus importants lorsque l'affluent est moins rapidement biodégradable.

La température influe donc l'efficacité des filtres biologiques. En eaux tièdes, la colonne n°1 est nettement moins efficace pour l'enlèvement de l'azote ammoniacal. Toutefois trop peu de différences existent en eaux tiède entre les médias de 1 et 15 ans pour pouvoir conclure qu'une longue durée d'utilisation du CAG a une influence sur les performances biologiques des filtres. La pré-chloration qu'a subit le charbon de 20 ans pendant plus de dix ans pourrait être la cause de la moins bonne efficacité de la colonne 1. Ainsi même avec un affluent non-chloré, ce charbon ne semble pas récupérer sa capacité de nitrification.

Une expérience menée au laboratoire a permis de mesurer la capacité maximale d'attachement de biomasse des trois charbons d'âge différent afin de voir si la différence observée pour le charbon âgé de 20 ans était due à une diminution de sa capacité de colonisation. Il est difficile d'affirmer que la capacité maximale d'attachement a été atteinte lors de cette expérience. Celle-ci a en effet duré moins longtemps que prévu (10 jours) à cause d'une trop grande perte de charges à l'intérieur des colonnes. Dans les expériences menées par Le Bec et al. (1996), la durée de l'expérimentation était de l'ordre de 15 à 20 jours pour obtenir un équilibre. De plus, les conditions d'opérations n'étaient pas idéales dans le sens où la concentration des nutriments de l'affluent n'était pas constante, mais le fait que les nutriments étaient généralement en excès et identiques pour les trois colonnes permet toutefois d'avancer quelques conclusions.

Tout d'abord, concernant la biomasse hétérotrophe mesurée à l'aide d'une méthode basée sur la respirométrie, aucune différence significative n'a été mise en évidence. Cela est cohérent avec les résultats obtenus sur les performances concernant les enlèvements de carbone qui sont quasi identiques pour les trois charbons. Concernant la biomasse nitrifiante, la différence entre les trois charbons est bien visible. La concentration de biomasse nitrifiante diminue lorsque l'âge du charbon augmente.

Ainsi, dans le laboratoire, une différence apparaît entre le charbon âgé de 15 ans et celui de 1 an concernant la biomasse nitrifiante alors qu'aucune différence entre les abattements d'azote ammoniacal n'avait été mise en évidence. Concernant le charbon âgé de 20 ans, sa faible capacité de colonisation pourrait être la cause de sa moins bonne performance. L'augmentation de la concentration de substrat à l'affluent de ces trois charbons a donc mis en évidence une différence de colonisation entre les trois charbons.

Une étude sur le modèle SANCHO a été menée. Ce modèle simule de manière déterministe les densités de biomasse bactérienne présentes dans les conduites d'eau potable à partir de concentrations de CODB (Servais et al., 1995). L'énoncé du modèle est inspiré de la similitude existant entre la croissance de la biomasse bactérienne sur les parois des grains de charbon actif dans les filtres biologiques et la croissance de la biomasse bactérienne sur les parois des tuyaux des réseaux de distribution. L'étude consistait à déterminer les paramètres qui provoquaient le plus de variabilité des variables de réponse du modèle (Cigana, 1997). Un des résultats de cette étude montre que la biomasse fixée est influencée principalement par la valeur de trois

paramètres : le taux de mortalité, la capacité maximale de fixation biologique et la concentration initiale de substrat directement assimilable. Ainsi une variation de la concentration de substrat aurait un effet majeur sur la densité de la biomasse à la surface des charbons. Et la différence observée entre les trois charbons serait due à une capacité maximale de fixation biologique différente causée probablement par une différence de structure et de composition de la surface des charbons.

Pour tenter d'expliquer les causes de cette moins bonne capacité de colonisation, une observation au microscope électronique à balayage a été effectuée. L'observation de la surface des charbons a révélé que les charbons âgés de 15 et 20 ans étaient plus abimés. Les pores étaient moins visibles et la plupart bouchés. Le fait que la surface du charbon actif biologique âgé de 20 ans soit plus lisse pourrait expliquer la plus faible capacité d'attachement de la biomasse nitrifiante. Les nitrifiantes sont en effet particulièrement sensibles au lavage et des pertes pourraient être plus importantes si le matériau est lisse. En effet, la porosité des grains CAB protège la biomasse, notamment contre les forces de cisaillement hydrauliques induites par l'eau filtrée et l'eau de lavage, ce qui a été confirmé dans l'étude de Prévost et al. (1993) où il a été montré qu'un charbon macroporeux était plus propice à la nitrification en eau froide car il protégeait mieux les bactéries nitrifiantes.

En conclusion, on peut dire que peu de différences sont mises en évidence entre les charbons âgés de 1 an et celui de 15 ans. Une différence de comportement très nette apparaît toutefois pour le charbon âgé de 20 ans provenant de l'usine de Sainte-Rose. Il est cependant difficile d'affirmer que la plus longue durée d'utilisation est la cause principale de cette différence. Ce charbon provient en effet d'un filtre industriel dont l'affluent est chloré à une dose de 0,3 mg Cl_2/L depuis plus de 10 ans. Cette chloration semble avoir altéré les capacités de ce charbon à supporter une activité biologique. Il est en effet possible que le chlore ait oxydé les macropores du charbon, diminuant ainsi le nombre de sites d'attachement de la biomasse. Peu de différences seraient visibles en eaux chaudes en raison des cinétiques de réaction plus élevées, mais l'impact paraîtrait en eaux tièdes ou froides.

Ainsi la baisse d'efficacité observée dans les filtres CAB de l'usine de Sainte-Rose ne serait pas forcément due au vieillissement du charbon comme cela avait été tout d'abord supposé. La

chloration serait sans doute le facteur responsable de cette baisse. Cet aspect sera discuté plus en détails à la prochaine section.

7.3 Charbon actif biologique et chloration

Ainsi l'étude de l'impact d'une préchloration des filtres CAB sur les performances biologiques a été effectuée. Dans un premier temps, un suivi hebdomadaire de 2 mois a été effectué sur deux colonnes contenant le même média avec un affluent différent pour chacune. L'un était de l'eau ozonée, l'autre de l'eau ozonée et chlorée à une dose de 0,3 mg Cl_2/L . Dans un deuxième temps, une concentration croissante de chlore total (de 0,3 à 1,4 mg Cl_2/L) a été appliquée sur cette colonne.

7.3.1 Performances biologiques des filtres

L'abattement moyen de COT est similaire pour les deux colonnes de l'ordre de 10 % et aucune différence significative entre les deux abattements n'a été mise en évidence. Dans une étude antérieure où une colonne était alimentée par un affluent ayant une concentration de chlore libre d'environ 0,5 mg Cl_2/L , l'abattement de COT obtenu était d'environ 20%. La concentration de COT, d'une valeur de 1,2 mg /L était pourtant inférieure à celle observée dans cette étude (2,44 mg /L) (Urfer, 1998). La colonne de référence dans cette étude ne contenait que du sable et de l'anthracite. Aucune comparaison des abattements avec une colonne de CAG non chlorée ne peut donc être faite. Les deux profils d'abattement réalisés permettent de montrer que la colonne avec l'affluent non-chlorée est plus efficace en surface que l'autre colonne.

Concernant l'enlèvement de CODB, la colonne avec l'affluent chlorée semble plus efficace avec un abattement moyen de 41% au lieu de 37% pour la colonne non-chlorée. Cependant, trop peu de données sont disponibles et cela ne permet pas d'apporter de conclusion sur ce paramètre. L'enlèvement observé est cohérent avec les résultats obtenus dans l'étude d'Urfer (1998), où la présence de 0,5 mg Cl_2/L de chlore libre à l'affluent n'empêche pas l'enlèvement biologique quasi-total du formaldéhyde et de l'acétate.

Les mesures d'azote ammoniacal effectuées montrent que la concentration de l'affluent ozonée est supérieure à celle de l'affluent ozoné et chlorée avec des valeurs respectives moyennes de 70 $\mu\text{g N/L}$ et 63 $\mu\text{g N/L}$. Cette faible différence n'illustre toutefois pas la transformation d'une partie

de l'azote ammoniacal présent dans l'eau en monochloramine. Cela s'explique par le fait que la méthode utilisée pour mesurer l'azote ammoniacal prend également en compte les monochloramines présentes. La faible différence observée serait donc attribuable à la faible concentration de dichloramine formée qui n'est pas mesurée lors de la mesure de l'azote ammoniacal. Il serait donc intéressant de neutraliser la monochloramine lors de mesure d'azote ammoniacal lorsque celle-ci est présente.

Les abattements d'azote ammoniacal des deux colonnes étaient de l'ordre de 100% même si un meilleur enlèvement en surface apparaît dans la colonne non-chlorée.

Cette phase de suivi permet donc de montrer que la colonne chlorée a globalement une moins bonne performance. Le plus gros impact observé concerne l'enlèvement de l'azote ammoniacal. L'impact sur l'enlèvement du COT et CODB est négligeable. La biomasse hétérotrophe semble donc moins sensible à la présence d'un résiduel de chlore que les bactéries nitrifiantes. Il est toutefois difficile de valider les résultats obtenus en les comparant avec des observations effectuées dans des études précédentes car l'impact de la présence de chlore en amont de filtres biologiques est assez peu documenté. Il est en effet généralement admis qu'une chloration en amont des filtres nuit à leur efficacité biologique (Urfer, 1998).

Dans un deuxième temps, un résiduel de chlore total croissant compris entre 0,3 et 1,4 ppm a été appliqué en amont de la colonne pour étudier l'impact de la concentration de chlore sur les performances biologiques du filtre. Les différentes formes de chlore présentes dans l'affluent ont été mesurées pour caractériser le mieux possible l'affluent. Pour de faibles concentrations de chlore résiduel total, les formes de chlores observées étaient la monochloramine et la dichloramine. L'absence de chlore libre peut s'expliquer par la présence d'azote ammoniacal dans l'eau (90 µg N/L en moyenne) entraînant la production de chloramines (White, 1999). C'est seulement après l'augmentation de la dose de chlore que du chlore libre apparaît dans l'affluent.

Des mesures de résiduel de chlore ont également été effectuées à l'intérieur de la colonne de filtration. Aucun résiduel de chlore total n'a été trouvé dans la colonne pour des concentrations de chlore total à l'affluent inférieures à 0,5 mg Cl₂/L. Pour des concentrations supérieures, un résiduel de chlore était présent au sommet de la colonne (TCFV ~ 1 min) sous forme de mono et dichloramine. Ces résultats sont logiques sachant que le chlore et les chloramines sont réduits par

le charbon (Bauer & Snoeyink, 1973). Les mêmes observations ont été effectuées dans l'étude menée par Urfer (1998), où la concentration de chlore libre est passée de 0,7 mg Cl_2/L à l'affluent à 0 mg Cl_2/L pour une profondeur inférieure à 10 cm. Il est toutefois suspect de trouver que la dichloramine était la principale forme de chlore présente à l'intérieur de la colonne pour de grandes concentrations à l'affluent ($> 0,8 \text{ mg } \text{Cl}_2/\text{L}$). Bauer et al. (1973) ont en effet montré que les dichloramines étaient moins stables et réduites plus vite que la monochloramines par le CAG. Les concentrations de dichloramines observées dans la colonne étaient toutefois assez faibles (inférieures à 0,08 mg Cl_2/L). Les interférences sur les mesures entre les différentes formes de chlore pourraient être la cause de cette observation.

Concernant l'abattement de COT, les abattements finaux sont compris entre 12 et 17 %. Ces valeurs sont semblables à l'enlèvement mesuré lors des deux profils réalisés à l'été sur la colonne non chlorée. L'impact du chlore sur l'enlèvement de COT semble donc négligeable.

Concernant le CODB, pas de tendance claire n'est mise entre les différents profils. La colonne avec une concentration de 0,5 ppm à l'affluent est la plus efficace avec un abattement final de 61%. De plus, la concentration de CODB à l'affluent ayant varié entre 0,35 et 0,62 mg/L lors des différentes analyses, la comparaison est difficilement réalisable. Les enlèvements obtenus sont toutefois cohérents avec ceux observé par Urfer (1998) pour l'enlèvement de composés biodégradables (formaldéhyde et acétate) avec un affluent de concentration de chlore libre de 0,5 mg Cl_2/L .

Les profils d'enlèvements d'azote ammoniacal pour les différentes concentrations de chlore total résiduel à l'affluent ont révélé une tendance très nette. Plus la concentration de chlore total augmente, plus l'abattement d'azote ammoniacal diminue à l'intérieur de la colonne. L'abattement final reste toutefois supérieur à 90 % quelles que soient les concentrations de chlore total à l'affluent. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Wahman, et al (2006) qui ont montré que des concentrations de l'ordre de 1 mg Cl_2/L (en chlore total) de monochloramine ou moins seraient acceptables pour limiter l'impact sur le biofilm. Pour une concentration résiduelle de 2,5 mg Cl_2/L , la dégradation de l'ammoniaque diminuait significativement allant même jusqu'à atteindre zéro. Ainsi, une concentration de 1 à 2,5 mg Cl_2/L de monochloramine nuirait à une bonne nitrification dans les filtres. Or, la présente étude supporte l'hypothèse qu'un impact sur la nitrification serait possible même pour des concentrations de chloramines de l'ordre de 0.3

mg Cl_2/L . Ainsi, les premières conclusions effectuées lors de la comparaison entre une colonne non-chlorée et une chlorée sont confirmées. L'impact du chlore se fait principalement sur la capacité de nitrification de la colonne avec des effets plus importants lorsque la concentration augmente.

7.3.2 Impact du chlore sur la biomasse

Le CAG biologique de la colonne a été analysé à chaque concentration de chlore total à l'affluent pour quantifier la biomasse existante à la surface des grains.

La densité de biomasse hétérotrophe par respirométrie est quasiment équi-répartie tout au long de la colonne quelle que soit la concentration de chlore total à l'affluent. Cette forme de profil de densité de biomasse est différente de celle généralement observée. La répartition des bactéries n'est en effet normalement pas uniforme dans tout le filtre, une étude de Servais et al. (1994) ayant mis en évidence que la présence de biomasse était plus importante dans les premières couches du filtre, puis diminuait avec la profondeur avec plus de $3 \mu\text{g C}/\text{cm}^3$ en surface et moins de $1 \mu\text{g C}/\text{cm}^3$ en profondeur. Ce phénomène est dû à la quantité de substrat disponible pour les bactéries. En effet, comme la majorité de la matière organique enlevée dans le filtre est retenue dans les premières couches du lit filtrant, il y a moins de substrat disponible dans la phase liquide en profondeur du filtre. Dans le cas présent, la présence de chlore résiduel dans l'affluent pourrait expliquer cette forme particulière de profil. Ces résultats obtenus sont toutefois en contradiction avec ceux de Urfer (1998). En effet, l'essai effectué sur une colonne avec un affluent chlorée ($0,5 \text{ mg Cl}_2/\text{L}$) montre une densité de biomasse ($80 \text{ nmole lipid P}/\text{cm}^3 \text{ CAG}$) supérieure à la surface (2 cm de profondeur) et quasiment nulle à une profondeur de 60 cm. Urfer & Huck (2001) ont cependant noté que la méthode respirométrique et la mesure par phospholipides ne coïncidait pas toujours très bien. Ces résultats pourraient donc être remis en question à cause de la méthode utilisée. La méthode des phospholipides ne mesure en effet pas seulement la biomasse bactérienne mais toute la biomasse présente.

Les analyses de la biomasse nitrifiante montrent que celle-ci se situe plutôt en profondeur. La densité de biomasse diminue à la surface, pour un TCFV compris entre 1 et 2 min, lorsque la concentration de chlore total à l'affluent augmente, passant de $2,8$ à $0,7 \mu\text{g N}/\text{h}\cdot\text{cm}^3$. Aucune différence n'apparaît pour un TCFV compris en 7 et 8 min ($\sim 5 \mu\text{g N}/\text{h}\cdot\text{cm}^3$). Cette forme de profil diffère de ceux de l'étude de Kihn, et al. (2000) avec du charbon provenant de la même

usine (mais en absence de pré-chloration). La concentration de la biomasse nitrifiante est en effet supérieure à la surface ($\sim 2,5 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$) et atteint une valeur de $0,5 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$ pour une profondeur de 60 cm. Ces concentrations sont toutefois bien inférieures à celles observées dans cette présente étude malgré la pré-chloration mise en place. Le chlore pourrait être responsable de cette différence de forme. Cependant Bannier (2009) a obtenu des profils similaires malgré l'absence de chloration remettant donc en cause l'impact du chlore. Dans une autre étude (Laurent et al., 2003), la biomasse était concentré à la surface et diminuait dans la profondeur de la colonne. Il a en effet obtenu une activité potentielle de nitrification de $6,5 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$ dans la colonne contenant du picabiol pour un TCFV inférieur à 0,5 min allant jusqu'à $1,9 \mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$. Ces activités sont du même ordre de grandeur à celles observées en soulignant toutefois une forme de profil inversée.

Dans cette étude, l'action du chlore sur la distribution de la biomasse est donc bien mise en évidence. La diminution de la biomasse nitrifiante observée à la surface du filtre est bien corrélée avec la baisse d'efficacité en termes d'enlèvement d'azote ammoniacal.

Ainsi, l'hypothèse retenue pour expliquer la baisse d'efficacité des filtres de l'usine de Sainte-Rose serait la préchloration qui a été mise en place. Cette chloration a un impact sur la biomasse et les performances biologiques des filtres en particulier en ce qui concerne les bactéries nitrifiantes. Un arrêt de cette chloration permettrait donc d'obtenir un gain de performances sans toutefois pouvoir revenir aux performances initiales. L'action du chlore sur le charbon semble en effet avoir altérée sa surface.

7.4 Tableau de synthèse des performances

Dans cette dernière section, un tableau récapitulant les principales données de CODB obtenus sur les usines de la région de Montréal est présenté (Tableau 7.1). À l'origine de cette synthèse, l'observation d'un éventuel impact de la durée d'utilisation du charbon actif utilisé était visée. Cependant, trop de facteurs différents sont présents, tels que le TCFV, la température, l'étage de filtration, la qualité de l'eau brute, le type de charbon même si majoritairement seuls des résultats concernant le *Picabiol* sont répertoriés dans ce tableau. De plus, les conclusions décrites précédemment soulignent que les effets observés sur des CAG se manifestent principalement au niveau de l'enlèvement de l'azote et non du carbone. Or, il n'était pas possible dans le cadre de cette synthèse d'obtenir une évaluation juste de la performance de la nitrification dans les usines de la région de Montréal. Peu de conclusions ressortent donc de l'analyse des résultats de ce tableau. L'impact de l'âge du charbon n'est pas clairement mis en évidence.

Tableau 7.1 : Tableau récapitulatif d'abattement de CODB

Lieu		Sainte-Rose											Pierrefonds			Terrebonne				Pont-Viau
Références		Prévost , 1991			Niquette, 1994			Bannier, 2009		Reygrobellet, 2010			Pellemon, (?)			Barbeau,1996		Bannier, 2009		Bannier. 2009
Type de charbon (année de mise en service)		calgon (sept 84 et juillet 87)			Picabiol (juin 1990)			Picabiol (juin 1990)		Picabiol (juin 1990)			DPX ?			Picabiol (1994)				Picabiol (2008)
âge du charbon		4-7 ans			4 ans			19 ans		20 ans						2 ans		15 ans		6 mois
échelle		Usine			Pilote		Usine		Usine		Pilote		Pilote			Usine				Colonne
Température		< 4°C	4 °C < T < 20°C	> 20°C	< 4°C	< 4°C	4 °C < T < 20°C	4 °C < T < 20°C	< 4°C	> 20°C	> 20°C	4 °C < T < 20°C	< 4°C	4 °C < T < 20°C	> 20°C	> 20°C	4 °C < T < 20°C	4 °C < T < 20°C	< 4°C	4 °C < T < 20°C
Étage de filtration		2 ^{ème}			1 ^{er}	2 ^{er}	1 ^{er}	2 ^{ème}	2 ^{ème}	2 ^{ème}	2 ^{ème}	2 ^{ème}	1 ^{er}			1 ^{er}	1 ^{er}	1 ^{er}	1 ^{er}	2 ^{ème}
TCFV (min)		20			13	13	13	10-11		17	10-11	10-11	8-9			9-12		9-12		10
CODB entrée (ppm)	min	0,20	0,59	0,46	0,67	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,36	0,36	n.a.	0,84	0,59	0,42	0,66	0,60	n.a.	n.a.	0,40
	max	0,46	0,75	0,74	0,69	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,48	0,48	n.a.	1,10	0,61	0,83	0,79	0,75	n.a.	n.a.	0,54
	moy.	0,31	0,66	0,61	0,68	0,58	0,71	0,35	0,44	0,42	0,40	0,70	1,00	0,60	0,56	0,74	0,67	0,47	0,28	0,45
CODB sortie (ppm)	min	< 0,10	<0,10	0,10	0,44	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,13	0,16	n.a.	0,62	0,24	0,24	0,13	0,13	n.a.	n.a.	0,19
	max	0,17	0,35	0,30	0,55	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,32	0,31	n.a.	0,70	0,26	0,50	0,25	0,29	n.a.	n.a.	0,35
	moy.	0,10	0,21	0,22	0,49	0,27	0,47	0,10	0,38	0,24	0,24	0,42	0,64	0,25	0,36	0,20	0,22	0,17	0,21	0,29
Abattement (%)		68	68	64	28	53	34	71	14	43	41	40	36	58	36	73	67	65	25	36
N		7	3	4	4	1	1	1	1	6	5	1	7	2	4	3	3	1	1	5

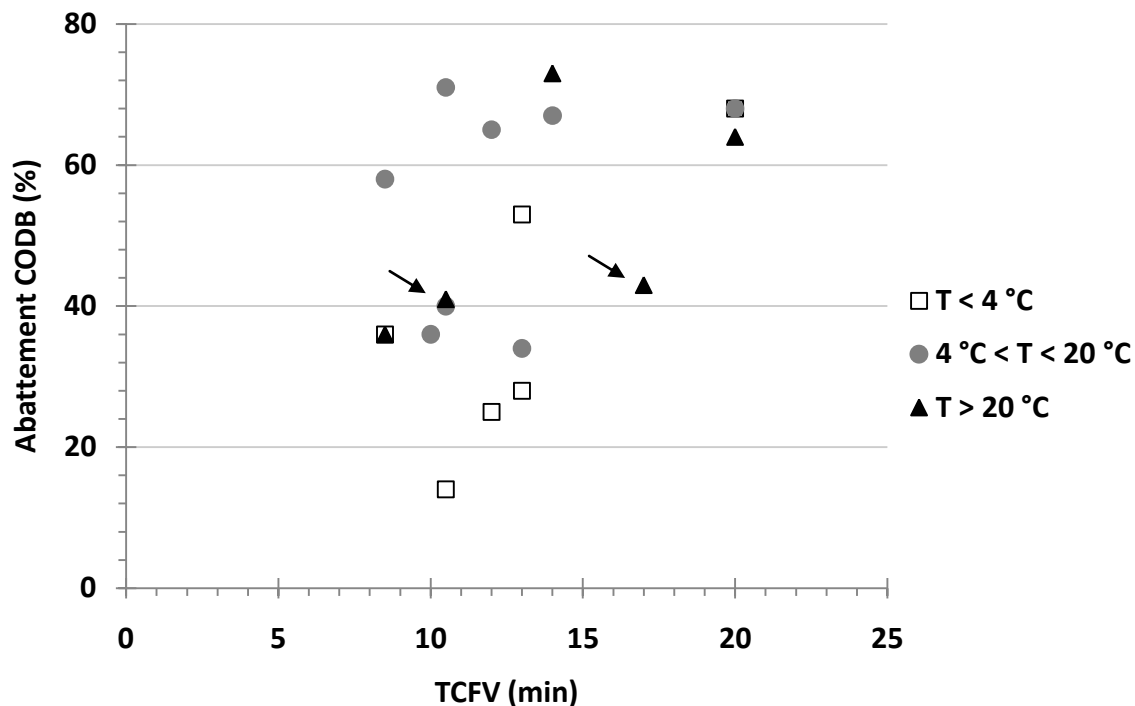


Figure 7.1 : Abatement de CODB en fonction du TCFV pour différentes études (les deux flèches représentent les résultats de cette présente étude)

Une analyse des performances d'enlèvement de CODB en fonction du TCFV est effectuée à la figure 7.1. Il n'y a pas vraiment de relation qui est mise en évidence, mais l'on peut tout de même constater que lorsque le TCFV est supérieur à 15 min, un enlèvement toujours supérieur à 40 % est observé. L'effet de la température peut également être observé sur cette figure. Hormis 2 points, la plupart des enlèvements de CODB mesurés pour des températures inférieures à 4°C se situe dans la partie inférieure gauche du graphique avec un abatement inférieur à 40%. Il est toutefois difficile de conclure quant à l'impact de la température car tous ces points correspondent également à des TCFV de courtes durées.

Enfin, les deux flèches sur la figure mettent en évidence les résultats obtenus dans cette étude. Les deux valeurs pour un TCFV de 11 min sont dans la moyenne des enlèvements de CODB généralement observés. La valeur observée (43%) pour le filtre de Sainte-Rose est toutefois un peu faible pour un TCFV de 17 min. Aucun impact du TCFV et de la température n'est mis en évidence sur ces trois points dont l'abatement de CODB est de l'ordre de 40 %.

CONCLUSION

L'objectif principal de ce projet était d'étudier l'impact de différents paramètres sur les performances biologiques de filtres au charbon actif. L'âge du média filtrant et une préchloration des filtres étaient les deux paramètres étudiés dans cette étude.

Dans un premier temps, une validation de la représentativité des études effectuées à petite échelle a été effectuée en comparant les performances d'une colonne pilote ($\varnothing = 2$ po) et les performances d'un filtre industriel. Pour des raisons matérielles, le TCFV était différent : 11 min pour la colonne et 17,9 min pour le filtre industriel. Les résultats obtenus lors de cette comparaison confirment que les études effectuées dans des colonnes de filtration de 50 mm reproduisent correctement les performances des filtres industriels pour tous les paramètres suivis puisque lorsque des différences sont observées, notamment sur le COT, celles-ci sont inférieures à 5%. De plus, les différences observées dans cette étude s'expliquent par la différence de TCFV entre la colonne pilote et le filtre industriel. La réalisation de profils d'enlèvement en fonction du TCFV confirme la similarité des performances obtenues.

La préchloration mise en place sur une colonne pilote a permis d'étudier l'impact de la présence d'un résiduel de chlore total sur la filtration biologique au charbon actif. Les conclusions pouvant être tirées de cette étude sont les suivantes :

- Le chlore présent à l'affluent est réduit rapidement par le charbon actif et disparaît dans les premiers centimètres de média filtrant
- L'abattement du COT est très peu affecté la présence de chlore résiduel total à l'affluent quelle que soit la concentration
- L'enlèvement d'azote ammoniacal diminue à l'intérieur de la colonne lorsque le résiduel de chlore augmente dans l'affluent. Pour des eaux chaudes, l'enlèvement reste supérieur à 90% pour un TCFV de 11 min
- La densité de biomasse hétérotrophe est uniforme dans la colonne. La quantité moyenne diminue toutefois lors de l'augmentation du résiduel de chlore à l'affluent
- La biomasse nitrifiante est plus abondante dans la partie inférieure de la colonne. En surface, la quantité de biomasse diminue lorsque le résiduel de chlore augmente à

l'affluent. En profondeur (TCFV~8 min), la biomasse nitrifiante n'est pas affectée par les variations de concentrations

- L'observation au microscope à balayage électronique révèle une surface du charbon chloré très lisse

Enfin, les comparaisons menées sur trois charbons d'âge différent (1, 15 et 20 ans) ne démontrent pas d'impact de l'âge des charbons sur les performances biologiques. Les moins bonnes performances observées, notamment pour l'enlèvement d'azote ammoniacal, pour le charbon âgé de 20 ans s'explique par la provenance de ce charbon. Celui-ci vient en effet d'un filtre de l'usine de Sainte-Rose dont l'affluent est chloré depuis plus de 10 ans. L'action du chlore sur le charbon et non la durée d'utilisation est responsable de cette baisse de performance.

En conclusion la préchloration d'un filtre biologique nuit à ses performances biologiques. La fonction de désinfectant du chlore a une action négative sur l'activité biologique, en particulier sur la biomasse nitrifiante située à la surface. De plus, la chloration mise en place depuis plusieurs années oxyde les macropores du charbon, diminuant le nombre de sites d'attachement de la biomasse altérant ainsi les capacités de ce charbon à supporter une activité biologique. Et l'âge du charbon actif ne semble pas avoir d'impact sur les performances des filtres lorsque ceux-ci fonctionnent en mode biologique.

BIBLIOGRAPHIE

- Ahmad, R., Amirtharajah, A., Al-Shawwa, A., & Huck, P. M. (1998). Effects of Backwashing on Biological Filters. *Journal – American Water Works Association*, 90(12), 62-73.
- AFNOR (1990). Eaux méthodes d'essais – Ammonia dosage by indophenol colorimetric method, method # T90-015, Paris, France.
- American Public Health Association (APHA) and American Water Works Association (AWWA). (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater (21th Edition). Washington, DC, USA
- Andersson, A., Laurent, P., Kihn, A., Prévost, M., & Servais, P. (2001). Impact of Temperature on Nitrification in Biological Activated Carbon (BAC) Filter used for Drinking Water Treatment. *Water Research*, 35(12), 2923-2934.
- Bablon, G. P., Ventresque, C., & Ben Aïm, R. (1988). Developing a Sand-GAC Filter to Achieve High-Rate Biological Filtration. *Journal - American Water Works Association*, 80(12), 47-53.
- Bannier, A. (2009). *Influence du choix du charbon actif sur la performance de la filtration biologique des eaux potables* (M. Sc. A., École Polytechnique de Montréal, Montréal).
- Bauer, R. C., & Snoeyink, V. L. (1973). Reactions of Chloramines with Active Carbon. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 45(11), 2290-2301.
- Beaudet, J.-F., Prévost, M., Niquette, P., Clément, B., Coallier, J., & Arcouette, N. (2000). Simple Methods for Evaluating the Population of Naidids in Drinking Water Treatment plants. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 27(4), 601-609.
- Billen, G., Servais, P., Bouillot, P., & Ventresque, C. (1992). Functioning of Biological Filters used in Drinking-Water Treatment - the CHABROL model. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 41(231-241), 231.
- Bonné, P. A. C., Hofman, J. A. M. H., & Van der Hoek, J. P. (2002). Long Term Capacity of Biological Activated Carbon Filtration for Organics Removal. *Water Science and Technology : Water Supply*, 2(1), 139-146.

- Bouillot, P., Servais, P., Billen, G., & Levi, Y. (1992). Élimination du carbone organique dissous biodégradable durant la filtration biologique sur charbon actif en grain. *Revue des sciences de l'eau*, 5(NS), 33-49.
- Bouwer, E. J., & Crowe, P. B. (1988). Biological Processes in Drinking Water Treatment. *Journal - American Water Works Association*, 80(9), 82-93.
- Carlson, K. H., & Amy, G. L. (1998). BOM Removal during Biofiltration. *Journal - American Water Works Association*, 90(12), 42-52.
- Chien, C. C., Kao, C. M., Chen, C. W., Dong, C. D., & Wu, C. Y. (2008). Application of Biofiltration System on AOC Removal : Column and Field Studies. *Chemosphere*, 71(8), 1786-1793.
- Cigana, J. (1997). *Analyse statistique de sensibilité du modèle SANCHO* (M. Sc. A, École Polytechnique de Montréal, Montréal).
- Dallaire, P.-O. (2009). *Développement d'une méthode de quantification de la biomasse sur du charbon actif en poudre* (M. Sc. A., École Polytechnique de Montréal, Montréal).
- Dégrémont. (2005). *Mémento technique de l'eau* (10^e éd.). France: Dégrémont.
- Doré, M. (1989). *Chimie des oxydants et traitement des eaux*. Paris : Technique et Documentation - Lavoisier.
- Dussert, B. W., & Van Stone, G. R. (1994). The Biological Activated Carbon Process for Water Purification. *Water Engineering & Management* 141(12), 22-24.
- Emelko, M. B., Huck, P. M., Coffey, B. M., & Smith, E. F. (2006). Effects of Media, Backwash and Temperature on Full-scale Biological Filtration. *Journal - American Water Works Association*, 98(12), 61-73.
- Fairey, J. L., Speitel Jr., G. E., & Katz, L. E. (2006). Impact of Natural Organic Matter on Monochloramine Reduction by Granular Activated Carbon: The Role of Porosity and Electrostatic Surface Properties. *Environmental Science and Technology*, 40(13), 4268-4273.

- Fairey, J. L., Speitel Jr., G. E., & Katz, L. E. (2007). Monochloramine Destruction by CAG - Effect of Activated Carbon Type and Source Water Characteristics. *Journal - American Water Works Association*, 99(7), 110-120.
- Fonseca, A. C., Summers, R. S., & Hernandez, M. T. (2001). Comparative Measurements of Microbial Activity in Drinking Water Biofilters. *Water Research*, 35(16), 3817-3824.
- Goel, S., Hozalski, R. M., & Bouwer, E. J. (1995). Biodegradation of NOM : Effect of NOM Source and Ozone Dose. *Journal - American Water Works Association*, 87(1), 90-105.
- Hozalski, R. M. (1996). *Removal of Biodegradable Organic Matter in Drinking Water Biofilters : Experimental Studies and Model Development* (Ph. D. , Johns Hopkins University, Baltimore, Maryland).
- Hozalski, R. M., Bouwer, E. J., & Goel, S. (1999). Removal of Natural Organic Matter (NOM) from Drinking Water Supplies by Ozone-Biofiltration. *Water Science and Technology*, 40(9), 157-163.
- Huck, P. M. (1990). Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water. *Journal - American Water Works Association*, 82(7), 78-86.
- Jafvert, C. T., & Valentine, R. L. (1992). Reaction Scheme for the Chlorination of Ammonical Water. *Environmental Science and Technology*, 26(3), 577-586.
- Joret, J. C., & Levi, Y. (1986). Méthode rapide d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique. *Tribune du CEBEDEAU*, 39(510), 3-9.
- Kihn, A., Andersson, A., Laurent, P., Servais, P., & Prévost, M. (2002). Impact of Filtration Material on Nitrification in Biological Filters used in Drinking Water Production. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 51(1), 35-46.
- Kihn, A., Laurent, P., & Servais, P. (2000). Measurement of Potential Activity of Fixed Nitrifying Bacteria in Biological Filters used in Drinking Water Production. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 24(3), 161-166.
- Kim, B. R., & Snoeyink, V. L. (1980). The Monochloramine - GAC Reaction in Adsorption Systems. *Journal - American Water Works Association*, 72(8), 488-490.

- Kim, B. R., Snoeyink, V. L., & Schmitz, R. A. (1978). Removal of Dichloramine and Ammonia by Granular Carbon. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 50(1), 122-133.
- Kim, W. H., Nishijima, W., Shoto, E., & Okada, M. (1997). Pilot Plant Study on Ozonation and Biological Activated Carbon Process for Drinking Water Treatment. *Water Science and Technology*, 35(8), 21-28.
- Kochany, J., & Lipczynska-Kochany, E. (2008). Catalytic Destruction of Chloramine to Nitrogen Using Chlorination and Activated Carbon - Case Study. *Water Environment Research*, 80(4), 339-345.
- Komorita, J. D., & Snoeyink, V. L. (1985). Technical Note : Monochloramine Removal From Water by Activated Carbon. *Journal - American Water Works Association*, 77(1), 62-64.
- Krasner, S. W., Sclimenti, M. J., & Coffey, B. M. (1993). Testing Biologically Active Filters for Removing Aldehydes Formed During Ozonation. *Journal - American Water Works Association*, 85(5), 62-71.
- Labouyrie, L., Le Bec, R., Mandon, F., Sorrento, L. J., & Merlet, N. (1997). Comparaison de l'activité biologique de différents charbons actifs en grain. *Environmental Technology*, 18(2), 151-159.
- Laurent, P., Kihn, A., Andersson, A., & Servais, P. (2003). Impact of Backwashing on Nitrification in the Biological Activated Carbon Filters used in Drinking Water Treatment. *Environmental Technology*, 24(3), 277-287.
- Laurent, P., Prévost, M., Cigana, J., Niquette, P., & Servais, P. (1999). Biodegradable Organic Matter Removal in Biological Filters : Evaluation of the CHABROL Model. *Water Research*, 33(6), 1387-1398.
- Le Bec, R., Mandon, F., Sorrento, L. J., Labouyrie, L., & Merlet, N. (1996). Development of Rapid Tests for the Evaluation of Dynamic Adsorption and Biological Activity of Granular Activated Carbons. *Water Science and Technology : Water Supply*, 14(2), 71-84.
- LeChevallier, M. W., Becker, W. C., Schorr, P., & Lee, R. G. (1992). Evaluating the Performance of biologically Active Rapid Filters. *Journal - American Water Works Association*, 84(4), 136-146.

- LeChevallier, M. W., Cawthon, C. D., & Lee, R. G. (1988). Inactivation of Biofilm Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 54(10), 2492-2499.
- Li, A. Y. L., & DiGiano, F. A. (1983). Availability of Sorbed Substrate for Microbial Degradation on Granular Activated Carbon. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 55(4), 392-399.
- Lytle, D. A., Sorg, T. J., Wang, L., Muhlen, C., Rahrig, M., & French, K. (2007). Biological Nitrification in a Full-Scale and Pilot-Scale Iron Removal Drinking Water Treatment Plant. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 56(2), 125-136.
- Merlet, N., Prévost, M., Merlet, Y., & Coallier, J. (1992). Enlèvement de la matière organique dans les filtres CAB. *Revue des sciences de l'eau*, 5(NS), 143-163.
- Moll, D. M., Summers, R. S., Fonseca, A. C., & Matheis, W. (1999). Impact of Temperature on Drinking Water Biofilter Performance and Microbial Community Structure. *Environmental Science and Technology*, 33(14), 2377-2382.
- Niquette, P. (1996). *Étude de facteurs influençant la stabilité de la performance de la filtration sur charbon actif biologique* (Ph. D. , École Polytechnique de Montréal, Montréal).
- Niquette, P., Prévost, M., Merlet, N., & Lafrance, P. (1999). Influence de facteurs contrôlant l'enlèvement de la demande en chlore et de précurseurs de sous-produits de chloration dans des filtres biologiques. *Water Research*, 33(10), 2329-2344.
- Niquette, P., Prévost, M., Servais, P., Beaudet, J.-F., Coallier, J., & Lafrance, P. (1998). Shutdown of BAC Filters: Effects on Water Quality. *Journal - American Water Works Association*, 90(12), 53-61.
- Nishijima, W., Akama, T., Shoto, E., & Okada, M. (1997). Effects of Adsorbed Substances on Bioactivity of Attached Bacteria on Granular Activated Carbon. *Water Science and Technology*, 35(8), 203-208.
- Nishijima, W., Tojo, M., Okada, M., & Murakami, A. (1992). Biodegradation of Organic Substances by Biological Activated Carbon - Simulation of Bacterial Activity on Granular Activated Carbon. *Water Science and Technology*, 26(9-11), 2031-2034.

- Pilard, M., Dagois, G., Montagnon, P., & Chesneau, M. (1996). Influence of Minerals on the Regeneration of Activated Carbon used in Drinking Water Treatment. *Water Supply*, 14(2), 263-270.
- Pressley, T. A., Bishop, D. F., & Roan, S. G. (1972). Ammonia-Nitrogen Removal by Breakpoint Chlorination. *Environmental Science and Technology*, 6(7), 622-628.
- Prévost, M. (1991). *Étude de l'impact de la filtration au charbon actif biologique sur la qualité de l'eau potable* (Ph. D. , École Polytechnique de Montréal, Montréal).
- Prévost, M., Desjardins, R., Lafrance, P., Duchesne, D., & Coallier, J. (1993). Optimization of Biological Activated Carbon (BAC) Filtration of Drinking Water : Effect of Filtration Velocity, Ozone Dosage and Position and of Carbone Type. *Proceedings of the AWWARF-Fifth National Conference on Drinking Water Winnipeg, Canada* (pp. 63-77).
- Prévost, M., Laurent, P., Servais, P., & Joret, J. C. (2005). *Biodegradable Organic Matter in Drinking Water Treatment and Distribution* (1^e éd.). Denver: American Water Works Association.
- Rook, J. (1974). Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters. *Water Treatment Examination*, 23(2), 234-243.
- Scaramelli, A. B., & DiGiano, F. A. (1977). Effect of Sorbed Organics on the Efficiency of Ammonia Removal by Chloramine-Carbon Surface Reactions. *Journal - Water Pollution Control Federation*, 49(4), 693-705.
- Servais, P., Anzil, A., & Ventresque, C. (1989). Simple Method for Determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Water. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(10), 2732-2734.
- Servais, P., Billen, G., & Bouillot, P. (1991). Activité biologique dans un filtre à charbon actif en grain. *Revue des sciences de l'eau*, 4(4), 483-498.
- Servais, P., Billen, G., & Bouillot, P. (1994). Biological Colonization of Granular Activated Carbon Filters in Drinking-Water Treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 120(4), 888-899.

- Servais, P., Billen, G., Bouillot, P., & Benezet, M. (1992). A Pilot Study of biological GAC Filtration in Drinking-Water Treatment. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 41(3), 163-168.
- Servais, P., Billen, G., & Hascoët, M.-C. (1987). Determination of the Biodegradable Fraction of Dissolved Organic Matter in Waters. *Water Research*, 21(4), 445-450.
- Servais, P., Laurent, P., Billen, G., & Gatel, D. (1995). Development of a Model of BDOC and Bacterial Biomass Fluctuations in Distribution Systems. *Revue des sciences de l'eau*, 8(4), 427.
- Simpson, D. R. (2008). Biofilm Processes in Biologically Active Carbon Water Purification. *Water Research* 42(12), 2839-2848.
- Singer, P. C. (1999). Impacts of Ozonation on the Formation of Chlorination and Chloramination By-products. *Proceedings of the AWWARF, Denver, USA*.
- Suidan, M. T., Kim, B. R., & Snoeyink, V. L. (1978). Reduction of Free and Combined Chlorine with Granular Activated Carbon. *ACS Division of Environmental Chemistry, Preprints*, 18(2), 304-306.
- Suidan, M. T., Snoeyink, V. L., & Schmitz, R. A. (1977a). Reduction of Aqueous Free Chlorine with Granular Activated Carbon - pH and Temperature Effects. *Environmental Science and Technology*, 11(8), 785-789.
- Suidan, M. T., Snoeyink, V. L., & Schmitz, R. A. (1977b). Reduction of Aqueous HOCl with Activated Carbon. *ASCE PROC.*, 103(4), 677-691.
- Thibault, D., Desjardins, R., Prévost, M., Niquette, P., & Josée, L. (1997). Exploitation des filtres bicouches au sable et charbon actif biologique. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 24(2), 250-262.
- Uhl, W., & Gimbel, R. (2000). Dynamic Modeling of Ammonia Removal at Low Temperature in Drinking Water Rapid Filters. *Water Science and Technology*, 41(4-5), 199-206.
- Urfer, D. (1998). *Effects of Oxidants on Drinking Water Biofilters* (Ph. D., University of Waterloo, Waterloo).

- Urfer, D., & Huck, P. M. (2001). Measurement of Biomass activity in Drinking Water Biofilters Using a Respirometric Method. *Water Research*, 35(6), 1469-1477.
- Urfer, D., Huck, P. M., Booth, S. D. J., & Coffey, B. M. (1997). Biological Filtration for BOM and Particulate Removal: a Critical Review. *Journal - American Water Works Association*, 89(12), 83-98.
- Van der Kooij, D., Visser, A., & Hijnen, W. A. M. (1982). Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon in Drinking Water. *Journal - American Water Works Association*, 74(10), 540-545.
- Wahman, D. G., Katz, L. E., & Speitel Jr., G. E. (2006). Trihalomethane Cometabolism by a Mixed-Culture Nitrifying Biofilter. *Journal - American Water Works Association*, 98(12), 48-60.
- Wang, J. Z., Summers, R. S., & Miltner, R. J. (1995). Biofiltration Performance: Part 1, Relationship to Biomass. *Journal - American Water Works Association*, 87(12), 55-63.
- Weinberg, H. S., Glaze, W. H., Krasner, S. W., & Scilimenti, M. J. (1993). Formation and Removal of Aldehydes in Plants that Use Ozonation. *Journal - American Water Works Association*, 85(5), 72.
- Wentzel, M., Mbewe, A., & Ekans, G. (1995). Batch Test for Measurement of Readily Biodegradable COD and Active Concentration in Municipal Waste Waters. *Water S.A.*, 16(4).
- Werber Jr, W. J., Pirbazari, M., & Melson, G. L. (1978). Biological Growth on Activated Carbon : An Investigation by Scanning Electron Microscopy. *Environmental Science and Technology*, 12(7), 817-819.
- Westerhoff, P., Debroux, J., Aiken, G., & Amy, G. L. (1986). Structural Changes in NOM due to Ozonation: Implication for Water Treatment. *Proceedings of the annual AWWA conference, Toronto, Canada*.
- White, G. C. (1999). *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants* (4^e éd.). USA: John Wiley & Sons Inc.

Zhang, M., Semmens, M. J., & Hozalski, R. M. (2002). Biostability and Microbiological Quality in a Chloraminated Distribution System. *Journal - American Water Works Association*, 94(9), 112-122.

ANNEXE 1 – Résultats bruts du suivi hebdomadaire du 15 juin au 27 juillet

Annexe 1-a : Concentration de COT (mg C/L)

	E_{NC}	E_C	S₁	S₂	S₃	S₄	S₅
15-06-09	2,51+/-0,02	2,51+/-0,01	2,32+/-0,00	2,30+/-0,01	2,35+/-0,00	2,29+/-0,01	2,25+/-0,01
22-06-09	2,57+/-0,04	2,55+/-0,01			2,28+/-0,02	2,24+/-0,00	2,20+/-0,03
29-06-09	2,45+/-0,04	2,32+/-0,01	2,14+/-0,04	2,16	2,21+/-0,01	2,13+/-0,01	2,04+/-0,01
06-07-09	2,36+/-0,00	2,28+/-0,00	2,16+/-0,00	2,17+/-0,01	2,25+/-0,03	2,14+/-0,00	2,11+/-0,01
13-07-09	2,51+/-0,04	2,44+/-0,04	2,14+/-0,01	2,19+/-0,01	2,21+/-0,01	2,09+/-0,01	2,04+/-0,00
20-07-09	2,45+/-0,01	2,38+/-0,00	2,22+/-0,00	2,23+/-0,01	2,29+/-0,01	2,16+/-0,00	2,10+/-0,00
27-07-09	2,37+/-0,01	2,32+/-0,02	2,19+/-0,01	2,15+/-0,01	2,19+/-0,02	2,09+/-0,01	2,02+/-0,00

Annexe 1-b : Concentration de CODB (mg C/L)

	E_{NC}	E_C	S₁	S₂	S₃	S₄	S₅
15-06-09	0,47+/-0,01	0,44+/-0,03	0,33+/-0,02	0,28+/-0,01	0,24+/-0,01	0,26+/-0,01	0,26+/-0,01
22-06-09	0,46+/-0,04	0,48+/-0,03			0,24+/-0,01	0,28+/-0,01	0,28+/-0,01
29-06-09	0,43+/-0,01	0,37+/-0,01	0,23+/-0,01	0,30+/-0,02	0,30+/-0,02	0,31+/-0,01	0,25+/-0,03
20-07-09	0,32+/-0,01	0,36+/-0,02	0,22+/-0,02	0,11+/-0,01	0,26+/-0,04	0,16+/-0,03	0,21+/-0,02
27-07-09	0,39+/-0,01	0,37+/-0,01	0,23+/-0,01	0,19+/-0,00	0,20+/-0,00	0,18+/-0,00	0,13+/-0,01

Annexe 1-c : Absorbance UV à 254 nm (cm⁻¹)

	E_{NC}	E_C	S₁	S₂	S₃	S₄	S₅
15-06-09	0,022	0,020	0,023	0,021	0,022	0,018	0,018
22-06-09	0,021	0,020			0,020	0,020	0,019
29-06-09	0,017	0,016	0,019	0,017	0,019	0,015	0,016
06-07-09	0,016	0,016	0,020	0,017	0,020	0,016	0,016
13-07-09	0,017	0,018	0,018	0,018	0,018	0,015	0,019
20-07-09	0,027	0,021	0,021	0,020	0,021	0,019	0,020
27-07-09	0,021	0,020	0,021	0,025	0,020	0,018	0,018

Annexe 1-d : Concentration en azote ammoniacal ($\mu\text{g N/L}$)

	E_{NC}	E_C	S₁	S₂	S₃	S₄	S₅
15-06-09	46,3	38,8	2,4	0,0	0,0	0,9	0,0
22-06-09	110,6	101,7			0,1	5,9	0,0
29-06-09	90,8	80,5	4,2	0,0	0,0	3,5	0,0
06-07-09	72,5	63,6	1,7	0,0	0,0	1,3	0,0
13-07-09	63,2	58,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
20-07-09	54,5	49,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
27-07-09	54,9	48,1	6,4	3,5	3,1	5,4	3,1

Annexe 1-e : Demande en chlore (24h)

		Doses de Chlore appliquée (ppm)	Cl₂ Résiduel après 24 h (ppm)	Demande en Chlore (ppm)
06-juil	S1	2,28	1,14	1,14
	S2	2,28	1,15	1,13
	S4	2,28	1,16	1,12
	S5	2,28	1,25	1,03
	Temoin 2,3	2,28	2,27	0,01
	EC	3,19	1,08	2,11
	ENC	3,19	0,96	2,23
	S3	3,19	0,52	2,67
	Témoin 3,2	3,19	3,06	0,13
20-juil	S1	2,24	0,95	1,29
	S2	2,24	1,09	1,14
	S3	2,24	1,08	1,16
	S4	2,24	1,15	1,09
	S5	2,24	1,14	1,09
	Temoin 2,24	2,24	2,24	0,00
	ENC	3,24	1,19	2,05
	EC	3,24	1,38	1,85
	Temoin 3,24	3,24	3,12	0,12

Annexe 1-f : THM-CFU

		E_{NC}	E_C	S₁	S₂	S₃	S₄	S₅
06-07-09	Chloroforme	35,54	29,58	23,61	25,09	28,93	24,85	21,68
	Bromodichlorométhane	6,70	5,61	5,66	5,73	5,90	5,93	5,50
	Dibromochlorométhane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Bromoforme	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Total	42,25	35,18	29,28	30,82	34,82	30,78	27,18
20-07-09	Chloroforme	46,75	40,71	34,34	30,08	32,06	32,14	33,14
	Bromodichlorométhane	7,49	6,66	7,30	6,47	6,41	6,92	6,51
	Dibromochlorométhane	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,08
	Bromoforme	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Total	54,24	47,37	41,64	36,55	38,47	39,32	39,72

ANNEXE 2 – Résultats bruts des profils d'enlèvement

Annexe 2-a : Profils d'abattement du COT (mg C/L) (13 et 27 juillet 2009) des colonnes

profondeur (cm)	TFCV (min)	C ₁		C ₂		C ₃		C ₄	
0	0,0	2,51	2,37	2,51	2,37	2,51	2,37	2,44	2,32
10	1,8	2,31	2,30	2,27	2,32	2,24	2,27	2,24	2,27
20	3,7	2,19	2,28	2,21	2,29	2,20	2,30	2,21	2,29
43	8,0	2,19	2,24	2,16	2,15	2,20	2,21	2,19	2,16
50	9,2	2,21	2,21	2,18	2,18	2,18	2,19	2,18	2,16
sortie (60)	11,0	2,14	2,19	2,19	2,15	2,21	2,19	2,09	2,09

Annexe 2-b : Profils d'abattement du COT (mg C/L) (13 et 27 juillet 2009) du filtre de l'usine de Sainte-Rose

profondeur (cm)	TFCV (min)	F ₅	
0	0,0	2,44	2,32
10	0,6	2,32	2,28
35	2,2	2,23	2,23
80	5,0	2,13	2,12
110	6,9	2,10	2,09
140	8,8	2,06	2,04
170	10,7	2,04	2,03
Sortie (200)	11,4	2,04	2,02

Annexe 2-c : Profils d'abattement du COT (mg C/L) (2 novembre 2009)

profondeur (cm)	TFCV (min)	C ₁	C ₂	C ₃
0	0,0	2,91	2,91	2,91
10	1,8	2,78	2,70	2,70
20	3,7	2,71	2,73	2,69
27	5,0	2,70	2,69	2,64
44	8,0	2,64	2,63	2,63
60	11,1	2,56	2,54	2,53

Annexe 2-d : Profils d'abattement de l'azote ammoniacal ($\mu\text{g N/L}$) (13 et 27 juillet 2009) des colonnes

profondeur (cm)	TFCV (min)	C_1		C_2		C_3		C_4	
0	0,0	63,2	54,9	63,2	54,9	63,2	54,9	58,2	48,1
10	1,8	27,6	15,3	2,8	6,4	2,6	4,9	46,9	23,1
20	3,7	3,3	6,2	0,0	4,9	0,0	4,2	24,4	17,2
44	8,0	0,0	3,3	0,0	2,7	0,0	3,6	14,6	5,6
50	9,2	0,0	3,9	0,0	3,6	0,0	4,0	0,0	2,1
Sortie (60)	11,0	0,0	6,4	0,0	4,1	0,0	3,1	0,0	5,4

Annexe 2-e : Profils d'abattement de l'azote ammoniacal ($\mu\text{g N/L}$) (13 et 27 juillet 2009) du filtre de l'usine de Sainte-Rose

profondeur (cm)	TFCV (min)	F_5	
0	0,0	58,2	48,1
10	0,6	56,9	46,0
20	1,3	-	46,1
35	2,2	44,3	31,9
50	3,2	25,4	12,5
80	5,0	0,0	1,3
110	6,9	0,0	2,0
140	8,8	0,0	1,8
170,0	10,7	0,0	
sortie (200)	11,0	0,0	3,1

Annexe 2-f : Profils d'abattement de l'azote ammoniacal ($\mu\text{g N/L}$) (2 novembre 2009)

profondeur (cm)	TFCV (min)	C_1	C_2	C_3
0	0,0	118,8	118,8	118,8
10	1,8	111,2	62,5	41,9
20	3,7	102,3	26,0	23,3
27	5,0	94,8	20,5	10,8
44	8,0	71,1	1,0	2,7
60	11,1	45,7	0,2	2,0

ANNEXE 3 – Résultats bruts obtenus lors de la chloration d'une colonne

Annexe 3-a : Concentration des différentes formes de chlore à l'affluent

	E_C			
	Cl₂	NH₂Cl	NHCl₂	Chlore total
15-09-09	0,00	0,00	0,14	0,18
16-09-09	0,00	0,41	0,10	0,49
21-09-09	0,00	0,40	0,07	0,48
23-09-09	0,00	0,38	0,12	0,48
28-09-09	0,15	0,46	0,13	0,75
30-09-09	0,16	0,42	0,22	0,79
05-10-09	0,25	0,44	0,39	1,04
14-10-09				1,03
19-10-09	0,34	0,50	0,47	1,36

Annexe 3-b : Profils de résiduel de chlore dans la colonne

hauteur (cm)	TCFV (min)	28-09-09				05-10-09				19-10-09			
		Cl₂	NH₂Cl	NHCl₂	Chlore total	Cl₂	NH₂Cl	NHCl₂	Chlore total	Cl₂	NH₂Cl	NHCl₂	Chlore total
0,0	0,0	0,16	0,42	0,22	0,79	0,25	0,44	0,39	1,08	0,34	0,50	0,47	1,36
12,0	1,8	0,00	0,10	0,09	0,16	0,00	0,20	0,33	0,53	0,02	0,23	0,70	0,94
28,0	3,8	0,00	0,00	0,04	0,04	0,00	0,00	0,05	0,04	0,00	0,00	0,08	0,08
38,0	5,1	0,00	0,00	0,04	0,03	0,00	0,00	0,04	0,03	0,00	0,00	0,06	0,05
45,0	5,9					0,00	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00	0,05	0,04
61,0	8,0					0,00	0,00	0,03	0,02	0,00	0,00	0,05	0,04
78,0	10,1									0,00	0,00	0,05	0,03

Annexe 3-c : Concentration de COT (mg C/L)

	E_C	C_{4a}	C_{4c}	C_{4d}	C_{4e}	S₄
21-09-09	2,55	2,39	2,31	2,25	2,22	2,20
28-09-09	2,56	2,38	2,22	2,21	2,18	2,14
05-10-09	2,38	2,39	2,16	2,16	2,10	2,08
19-10-09	2,71	2,72	2,51	2,56	2,45	2,39

Annexe 3-d : Concentration de CODB (mg C/L)

	E_C	C_{4a}	C_{4c}	C_{4d}	C_{4e}	S₄
21-09-09	0,62	0,41	0,40	0,30	0,30	0,24
28-09-09	0,44	0,38	0,24	0,32	0,27	0,33
05-10-09	0,35	0,36	0,25	0,23	0,23	0,22
19-10-09	0,61	0,58	0,41	0,46	0,41	0,33

Annexe 3-e : Concentration en azote ammoniacal (µg N/L)

	E_C	C_{4b}	C_{4c}	C_{4d}	C_{4e}	S₄
15-09-09	73,2	44,9	10,3	4,4	0,4	4,3
21-09-09	80,4	44,1	16,5	6,6	0,0	0,0
28-09-09	103,9	83,1	47,0	36,6	6,2	2,2
05-10-09	107,4	81,7	65,2	36,8	8,1	0,0
20-10-09	81,0	70,5	65,4	55,3	32,5	6,3

Annexe 3-f : THM-CFU

		E_C	S₄
21-09-09	Chloroforme	17,77	22,39
	Bromodichlorométhane	0,90	2,15
	Dibromochlorométhane	0,00	0,00
	Bromoforme	0,00	0,00
	Total	24,53	18,67
28-09-09	Chloroforme	24,21	19,29
	Bromodichlorométhane	2,40	1,75
	Dibromochlorométhane	0,00	0,00
	Bromoforme	0,00	0,00
	Total	26,61	21,03
05-10-09	Chloroforme	25,30	19,40
	Bromodichlorométhane	2,56	2,24
	Dibromochlorométhane	0,00	0,00
	Bromoforme	0,00	0,00
	Total	27,86	21,63
19-10-09	Chloroforme	29,24	20,00
	Bromodichlorométhane	3,85	1,75
	Dibromochlorométhane	0,00	0,00
	Bromoforme	0,00	0,00
	Total	33,09	21,75

Annexe 3-g : Bactéries nitrifiantes ($\mu\text{g N/h}\cdot\text{cm}^3$)

profondeur (cm)	17	40	62
23-09-09	2,82	5,99	5,17
30-09-09	1,77	5,45	5,52
14-10-09	1,11	4,92	5,60
21-10-09	0,65	4,25	5,51

Annexe 3-g : Respirométrie (mg O₂/h.g CAG)

profondeur (cm)	17	40	62
23-09-09	1,46	1,30	1,30
30-09-09	0,52	0,51	0,44
14-10-09	0,22	0,24	0,23
21-10-09	0,47	0,43	0,54

Annexe 3-i : Concentration de nitrates (µg N/L)

	E _C	S ₄
21-09-09	771,1	1217,4
28-09-09	902,5	1372,0
05-10-09	1100,3	1655,0
19-10-09	1040,3	1475,1

Annexe 3-j : Concentration de nitrites ((µg N/L)

	E _C	S ₄
21-09-09	16,02	22,85
28-09-09	11,40	12,27
05-10-09	16,60	11,15
19-10-09	27,40	11,10

ANNEXE 4 – Résultats des analyses des charbons actifs des colonnes pilotes

DATE : 24/06/10 DEMANDEUR : I. LAIDIN REFERENCE : IL/GL/133/10	PRODUIT 1 : COLONNE 1 - 1990 PRODUIT 2 : COLONNE 2 - 1994 PRODUIT 3 : COLONNE 3 - 2008 PRODUIT 4 : COLONNE 4 - 1990 (chlorée)	PICA Vierzon Bulletin d'Analyse n° 17932 Visa LABO
ORIGINE : Ecole Polytechnique de Montréal CANADA Usine de SAINTE ROSE REMARQUES : PICABIOL		

PRODUIT 1 PRODUIT 2 PRODUIT 3 PRODUIT 4

CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES				
densité apparente sur sec - g/cc -	0,43	0,40	0,35	0,42
matières volatiles à 900°C - % -	32,9	37,1	32,1	33,5
cendres totales - % -	11,2	19,3	11,6	11,6
Al - ppm -			3559	
Al - % -	1,2	4,4		1,3
Ca - % -	3,4	2,4	3,7	3,1
Fe - ppm -	2913	1954	1313	4210
Mn - ppm -	7063	11828	2471	8992

CARACTERISTIQUES D'ADSORPTION				
indice d'iode ASTM - mg/g -	340	<270	380	330

ANALYSE GRANULOMETRIQUE				
MESH ASTM	mm carré	mm	AFNOR	
10	2	34		1,2
12	1,7		3,7	0,7
14	1,4		10,7	6,7
16	1,18		15,3	16,0
18	1	31	31,0	36,0
20	0,85		21,6	19,6
30	0,6		15,6	16,9
35	0,5	28	2,1	4,1
diamètre moyen - mm -			1,09	1,04
taille effective - mm -			0,72	0,68
coefficient d'uniformité			1,56	1,61
appareil			ROTAP	ROTAP
type de toile			ASTM	ASTM
temps de mesure - mn -			10	10

Les méthodes d'analyse PICA appliquées sont corrélées aux méthodes d'essais définies par l'ASTM pour les Charbons Actifs & la norme NF EN 12902 pour les matériaux filtrants destinés au traitement de l'eau potable. Ces méthodes PICA sont disponibles sur demande. Le Laboratoire Support Client PICA suit les exigences Qualité de l'ISO 9001/Version 2000.

Le Bulletin d'Analyses BAL n°17932 (ci-dessus) reprend les résultats d'analyses des 4 échantillons de Charbon Actif en Grain (CAG) PICABIOL reçus en mai dernier à notre Laboratoire d'Assistance Clients de Vierzon-France :

- Produit 1 : Colonne 1 (20 ans)
- Produit 2 : Colonne 2 (15 ans)
- Produit 3 : Colonne 3 (1 an)
- Produit 4 : Colonne 4 - chlorée (20 ans)

oOo

Les analyses montrent que les Charbons Actifs des 4 colonnes fonctionnent tous comme support biologique pour la biodégradation des matières organiques de l'eau.

En effet,

- Niveau d'activité

Les indices d'iode des 4 produits sont relativement proches : de l'ordre de 300-400 mg/g. Logiquement, le CAG le plus jeune (colonne 3) présente l'indice d'iode le plus élevé. Pour mémoire, l'indice d'iode d'un PICABIOL neuf est supérieur à 900 mg/g.

Ceci témoigne clairement de la présence de composés organiques (matières organiques et biomasse) sur la surface poreuse des Charbons Actifs, et ce, à des niveaux quasi-identiques, quel que soit l'âge du CAG.

- Matières volatiles

Les résultats en matières volatiles confirment cette analyse. En effet, pour les 4 Charbons Actifs, celles-ci sont comprises entre 32 et 37%. Un tel niveau de MV n'est quasiment jamais observé sur des Charbons Actifs de base minérale ou de base noix de coco. Ceci est lié au fait que le PICABIOL, par sa matière première (bois) et de son type d'activation (chimique) uniques, développe une porosité spécifique particulièrement favorable à l'ensemencement et la protection des bactéries, en plus de l'adsorption des matières organiques présentes dans l'eau.

- Niveau de pureté

Le niveau de pureté (minérale) est très fortement lié la qualité et au volume d'eau filtrée sur CAG. Il dépend donc de l'âge du Charbon.

Ceci est observé dans le cas présent, où nous pouvons distinguer deux catégories de charbons actifs :

- CAG des colonnes 1, 2 et 4 (âgés de plus de 15 ans) : les teneurs en éléments Al, Ca, Fe et Mn sont très élevées (plus de 5% au total). A noter que ce niveau de concentration en minéraux (qui viennent « obstruer » la porosité) est susceptible de gêner le fonctionnement de la biomasse.
- CAG de la colonne 3 (âgé d'une année seulement) : la teneur en éléments est plus faible.

- Densité

Ces catégories se retrouvent également dans les mesures de densité :

- CAG des colonnes 1, 2 et 4 : densité supérieure à 0.4, du fait de la teneur importante en minéraux
- CAG de la colonne 3 : densité de 0.35.

- Granulométrie

Les Charbons Actifs des colonnes 1, 2 et 4 présentent la même granulométrie.

Le Charbon Actif de la colonne 3 présente une granulométrie un peu plus grosse (type 10*20).

Autres remarques :

- le CAG de la colonne 2 se distingue par une saturation plus marquée que les autres CAG, même plus vieux (colonnes 1 et 4) : niveau de cendres plus élevé lié à une teneur particulièrement importante en certains minéraux (Al, Mn), indice d'iode plus faible, teneur en MV plus élevée. Ce CAG semble avoir une « histoire » particulière.
- Les CAG des colonnes 1 et 4, bien que fonctionnant dans des conditions différentes (eau chlorée ou non) ne présentent pas de différences significatives.

CONCLUSION

- Les analyses montrent que les Charbons Actifs des 4 colonnes fonctionnent tous bien en mode biologique.
- Les Charbons Actifs les plus âgés (colonnes 1, 2 et 4) sont également très chargés en minéraux ; ce qui pourrait affecter leur efficacité de traitement des matières organiques.